

# **Proposta de planificació del mosaic agroforestal del Parc Natural de Sant Llorenç del Munt i l'Obac**

Una prioritització dels Espais Oberts Agraris a partir d'una integració SIG-  
AMC (Sistemes d'Informació Geogràfica – Avaluació Multicriteri)

Treball de recerca de 12 crèdits del Programa de Doctorat en Ciències Ambientals  
(opció Economia Ecològica i Gestió Ambiental)

**Autoria: Francesc Baró Porras**  
**Direcció: Dr. Agustín Lobo Aleu**

Institut de Ciència i Tecnologia Ambientals (ICTA)  
Universitat Autònoma de Barcelona (UAB)  
Setembre de 2007



*Als meus pares i al meu germà Joan*

*“Apart de produir aliments, aquesta professió té un plus, que és cuidar del territori”*

Ramon Bonet, agricultor (10 d'agost de 2007 al diari *El País*)

## PORTADA

Imatge aèria de la vall de la riera de les Arenes, amb els camps de la Barata, Can Pèlacs i Can Bofí (ICC-GoogleEarth). Imatge del gran incendi forestal d'agost del 2003 al terme municipal de Sant Llorenç Savall ([www.savall.org](http://www.savall.org)). Dibuix d'un exemplar d'àguila cuabarrada *Hieraetus fasciatus* (ICO-SIOC).

## AGRAÏMENTS

Al Daniel Guinart i Carles Dalmases de l'Àrea de Parcs Naturals de la Diputació de Barcelona i també als treballadors de l'oficina del Parc Natural de Sant Llorenç del Munt per la informació facilitada, indispensable per a la realització d'aquest treball.

A l'Anna Badia del Departament de Geografia de la UAB, per la seva ajuda en la part d'Avaluació Multicriteri.

A la Marta Miralles i el Miquel López del GRAF, per la informació en temes d'incendis forestals.

A l'Agustin Lobo, per haver-me donat l'oportunitat de treballar en aquest projecte i dirigir el treball de recerca.

Als companys de l'ICTA, especialment el Iago Otero, el Martí Orta, la Nancy Arzipe i la Marta Borrós, per l'ajuda, informació i suport oferts.

Al meu pare, Ezequiel Baró, per la revisió del borrador del treball.

Als companys de pis, Oriol i Christian, per la convivència, i òbviament també a la Marie, *pour "souffrir" mon stress pendant les dernières semaines de rédaction. Merci!*

## ÍNDEX DE CONTINGUTS

|  |           |
|--|-----------|
| <b>1.- INTRODUCCIÓ .....</b>   | <b>7</b>  |
| <b>2.- ÀMBIT D'ESTUDI I JUSTIFICACIÓ .....</b>   | <b>9</b>  |
| 2.1.- BREU DESCRIPCIÓ DEL PARC NATURAL DE SANT LLORENÇ .....   | 9         |
| 2.1.1.- <i>Situació, geomorfologia i clima.....</i>  | 9         |
| 2.1.2.- <i>Vegetació i fauna .....</i>   | 10        |
| 2.1.3.- <i>Establiment humà i patrimoni cultural.....</i>  | 10        |
| 2.2.- JUSTIFICACIÓ: ABANDONAMENT RURAL I CONSEQÜÈNCIES .....   | 12        |
| 2.2.2.- <i>Conseqüències en l'estructura del paisatge: els canvis de coberta.....</i>                | 13        |
| 2.2.3.- <i>Conseqüències en el risc d'incendis .....</i>   | 16        |
| 2.2.4.- <i>Conseqüències en l'erosió.....</i>  | 17        |
| 2.2.5.- <i>Conseqüències en la biodiversitat .....</i>   | 18        |
| <b>3.- HIPÒTESIS I OBJECTIUS.....</b>  | <b>25</b> |
| 3.1.- HIPÒTESIS.....   | 25        |
| 3.2.- OBJECTIUS .....  | 25        |
| 3.2.1.- <i>Objectiu general.....</i>   | 25        |
| 3.2.2.- <i>Objectius específics .....</i>  | 26        |
| <b>4.- MARC TEÒRIC I CONCEPTUAL.....</b>   | <b>27</b> |
| 4.1.- ECOLOGIA DEL PAISATGE .....  | 27        |
| 4.1.1.- <i>Breu introducció a l'ecologia del paisatge: elements i atributs.....</i>                  | 27        |
| 4.1.2.- <i>El model agregat amb enclavaments .....</i>   | 30        |
| 4.1.3.- <i>Aplicacions a la biologia de la conservació i al Parc Natural de Sant Llorenç.....</i>    | 31        |
| 4.2.- UN NOU PARADIGMA DE GESTIÓ DEL RISC D'INCENDI FORESTAL.....                                    | 33        |
| <b>5.- METODOLOGIA GENERAL .....</b>   | <b>35</b> |
| <b>6.- IDENTIFICACIÓ I DELIMITACIÓ D'ESPAIS OBERTS AGRARIS ACTUALS I HISTÒRICS.....</b>              | <b>37</b> |
| 6.1.- EL CONCEPTE D'ESPAI OBERT AGRARI .....   | 37        |
| 6.2.- PROCÉS METODOLÒGIC .....   | 37        |
| 6.3.- RESULTATS.....   | 39        |
| 6.4.- CANVIS DE COBERTA EN ELS EOA HISTÒRICS .....   | 43        |
| <b>7.- CARACTERITZACIÓ. CATÀLEG DELS ESPAIS OBERTS AGRARIS DEL PARC NATURAL DE SANT LLORENÇ.....</b> | <b>46</b> |
| 7.1.- BASES TEMÀTIQUES I CREACIÓ D'UNA GEODATABASE.....  | 46        |
| 7.2.- PROCÉS METODOLÒGIC .....   | 49        |
| 7.2.1.- <i>Atributs d'identificació i situació.....</i>  | 49        |
| 7.2.2.- <i>Atributs de paisatge i terreny.....</i>   | 51        |
| 7.2.3.- <i>Atributs de flora i vegetació .....</i>   | 58        |
| 7.2.4.- <i>Atributs de fauna.....</i>  | 65        |
| 7.3.- RESULTATS. CATÀLEG D'EOA ACTUALS I POTENCIALS .....  | 72        |
| 7.3.1.- <i>Algunes observacions .....</i>  | 72        |
| 7.3.2.- <i>Fitxes del catàleg d'EOA actuals i potencials .....</i>                                   | 74        |
| <b>8.- PRIORITZACIÓ DELS EOA MITJANÇANT UNA INTEGRACIÓ SIG-AVALUACIÓ MULTICRITERI.....</b>           | <b>76</b> |
| 8.1.- SIG I AVALUACIÓ MULTICRITERI. ANTECEDENTS.....   | 76        |

|  |            |
|--|------------|
| 8.2.- PROCÉS METODOLÒGIC PEL CAS D'ESTUDI.....                 | 78         |
| 8.2.1.- Fases d'aplicació.....                                 | 78         |
| 8.2.2.- Objectiu general, regla de decisió i alternatives..... | 79         |
| 8.2.3.- Selecció dels criteris (limitants i factors).....      | 80         |
| 8.2.4.- Normalització dels factors.....                        | 85         |
| 8.2.5.- Ponderació dels factors .....                          | 87         |
| 8.2.6.- Selecció del mètode d'AMC .....                        | 92         |
| 8.3.- RESULTATS: PRIORITZACIÓ DELS EOA .....                   | 96         |
| <b>9.- DISCUSSIÓ I CONCLUSIONS .....</b>                       | <b>106</b> |
| 9.1.- A NIVELL DE METODOLOGIA .....                            | 106        |
| 9.2.- A NIVELL DE RESULTATS .....                              | 108        |
| <b>10.- FONTS D'INFORMACIÓ .....</b>                           | <b>111</b> |
| 10.1.- REFERÈNCIES BIBLIOGRÀFIQUES.....                        | 111        |
| 10.2.- RECURSOS D'INTERNET .....                               | 116        |
| <b>ANNEX .....</b>   | <b>117</b> |
| METADADES DE LES BASES CARTOGRÀFIQUES DEL SITXELL.....         | 117        |

## 1.- INTRODUCCIÓ

Aquest treball de recerca sorgeix de la constatació, per part de diferents òrgans gestors del territori, de la importància que tenen els espais o hàbitats oberts a diferents nivells. En moltes zones, especialment de la muntanya mediterrània, la presència d'aquests espais es troba fortament lligada als usos primaris o activitats agrosilvopastorals que han modelat el paisatge durant segles. S'argumenta que l'abandonament generalitzat d'aquestes pràctiques, sobretot a partir de mitjans del segle XX, hauria causat una escassetat d'espais oberts amb conseqüències socioecològiques no sempre positives.

El Parc Natural de Sant Llorenç del Munt i l'Obac, clar exponent del paisatge de muntanya mitjana mediterrània de Catalunya, hauria sofert de manera significativa aquest procés d'abandonament rural, de tal manera que la superfície d'ús agrari ha esdevingut gairebé testimonial o residual en l'actualitat.

En el capítol 2 es descriuen breument els aspectes relacionats amb la geografia física, la vegetació, la fauna i l'evolució de l'establiment humà del Parc, com a presentació de l'àmbit d'estudi. Tot seguit s'exposa el fenomen de l'abandonament rural en l'àmbit mediterrani i concretament al Parc, així com les conseqüències que se n'han derivat a nivell d'estructura paisatgística (canvis de coberta del sòl), risc d'incendi, erosió i biodiversitat. Es fa referència als estudis que argumenten que l'abandonament rural ha pogut comportar una forestalització i conseqüent homogeneïtzació del paisatge que hauria provocat una recessió d'espècies d'espais oberts i ecotòniques (es menciona el cas dels ocells, especialment l'àguila cuabarrada pel seu caràcter emblemàtic en el Parc, i el cas dels ropalòcers), així com un major risc de propagació de grans incendis forestals per l'acumulació de combustible al territori. També es comenten les implicacions d'aquesta transformació pel què fa a l'erosió, que, en principi, estaria millor controlada després de l'abandonament degut a la successió cap a cobertes vegetals més denses.

Aquest darrer apartat pretén, doncs, exposar les bases empíriques per les quals es justifica la proposta de planificació del mosaic agroforestal del Parc, basada en una priorització dels espais oberts agraris (EOA) actuals i històrics a mantenir o recuperar, com a objectiu general de l'estudi que, juntament amb els objectius específics i les hipòtesis, s'enumeren al capítol 3.

El capítol 4 conté el marc teòric i conceptual que ofereix l'ecologia del paisatge per a la definició del terme paisatge, entès com un ecosistema resultant de la interacció entre estructura, funció i dinàmica. Aquesta disciplina, a través del model tessell·la-corredor-matriu, permet caracteritzar el paisatge a nivell estructural i relacionar-lo amb les implicacions a nivell funcional. En aquest sentit, es fa referència al model agregat amb enclavaments de Forman com a configuració espacial que permet optimitzar el manteniment dels organismes i processos ecològics d'un territori. També s'enumeren les aplicacions a nivell de planejament territorial i conservació que es desprenen d'aquests principis teòrics relacionant-les amb el cas del Parc. Pel què fa al nivell de risc d'incendis, es descriu el paradigma preventiu de gestió del foc proposat per alguns autors com Plana, en el que la promoció de les activitats agroramaderes hi té una importància cabdal.

En el capítol 5 s'exposa la metodologia general utilitzada, fonamentada en l'ús de la tecnologia SIG (Sistema d'Informació Geogràfica), com a eina bàsica per a la captura d'informació,

tractament i anàlisi de dades georeferenciades, representació gràfica i a la vegada com a suport i emmagatzematge de la informació processada i generada.

El capítol 6 descriu el procés de delimitació i identificació dels espais oberts agraris actuals i històrics del Parc a partir de la fotointerpretació d'ortofotografies actuals i del 1956. També s'afegeix un breu anàlisi dels canvis de coberta esdevinguts en els EOA històrics.

En el següent capítol (7) es caracteritzen els EOA actuals i històrics (potencials) identificats a partir de diferents bases cartogràfiques digitals de temàtica diversa (situació i identificació administrativa, topologia i paisatge, vegetació, flora i fauna). Els resultats s'integren en una base de dades geogràfica (*geodatabase*) que a la vegada constitueix un catàleg dels EOA actuals i potencials del Parc Natural de Sant Llorenç del Munt.

El capítol 8 conté tot el procés d'integració SIG-AMC (Sistema d'Informació Geogràfica – Avaluació Multicriteri), per establir la prioritització d'EOA segons el seu nivell d'aptitud o grau de satisfacció envers els diferents objectius plantejats (optimització de l'estructura paisatgística, maximització de la biodiversitat, minimització del risc d'incendi i minimització de la pèrdua de sòl o erosió).

La discussió i conclusions del conjunt del treball es desenvolupen, tant a nivell metodològic com de resultats, en el capítol 9. Finalment es llista la bibliografia emprada així com altres fonts d'informació. L'annex incorpora les metadades de les principals bases cartogràfiques digitals utilitzades.

Aquest treball ha estat finançat per una beca de suport a la recerca de l'ICTA-UAB i s'ha desenvolupat en el marc del *Projecte de potenciació d'espais oberts i fauna associada als parcs de la Direcció Territorial Occidental: selecció d'espais i propostes d'ús*, encarregat a l'ICTA-UAB per la Diputació de Barcelona.



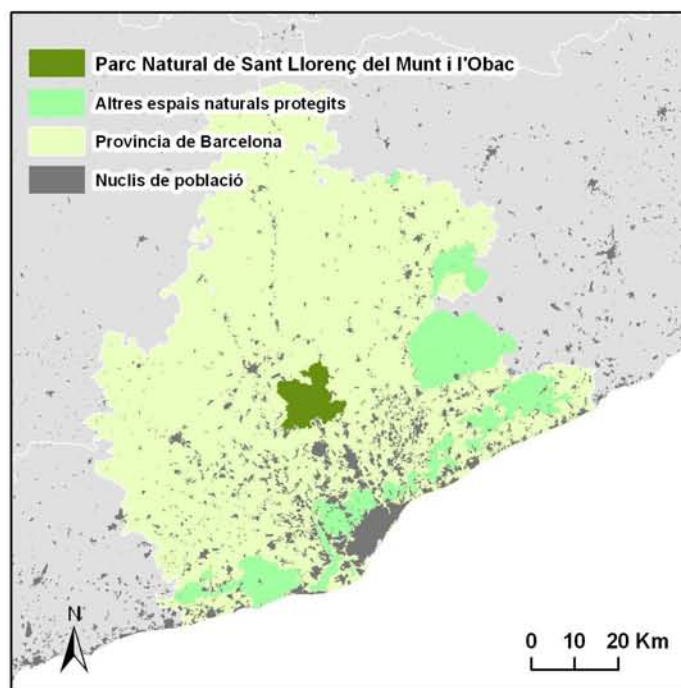
## 2.- ÀMBIT D'ESTUDI I JUSTIFICACIÓ

### 2.1.- BREU DESCRIPCIÓ DEL PARC NATURAL DE SANT LLORENÇ

#### 2.1.1.- Situació, geomorfologia i clima

El Parc Natural de Sant Llorenç del Munt i l'Obac és un espai amb 13.694ha. protegides de superfície gestionat per l'Àrea de Parcs Naturals de la Diputació de Barcelona. El Parc es troba a la Serralada Prelitoral Catalana, a cavall de 3 comarques (el Bages, el Vallès Occidental i el Vallès Oriental) i 12 municipis (Castellar del Vallès, Granera, Matadepera, Monistrol de Calders, Mura, El Pont de Vilomara i Rocafort, Rellinars, Sant Llorenç Savall, Sant Vicenç de Castellet, Talamanca, Terrassa i Vacarisses).

El Parc està conformat per les dues serralades que li donen nom (Sant Llorenç del Munt i la Serra de l'Obac), que s'uneixen al coll d'Estenalles, a la capçalera de la riera de les Arenes. La característica més notòria del Parc és el seu relleu abrupte, amb altives cingleres, vessants escarpats i nombrosos barrancs. Destaquen els cims de la Mola (1.104m), al sud del Massís de Sant Llorenç, i el Montcau (1057m), tocant el coll d'Estenalles. El conjunt orogràfic destaca netament dins la mateixa Serralada Prelitoral per la seva configuració característica que es deu als conglomerats, constituents de la part més destacada del massís. En



Mapa 2.1: Situació geogràfica del Parc Natural de Sant Llorenç del Munt

general, aquests comencen a la cota 500 i arriben fins als cims de la Mola o el Montcau. Són d'origen deltaic, constituïts per còdols de calcàries triàsiques, quars de pissares paleozoiques i algun de granit. Existeixen algunes lleugeres diferències entre aquests conglomerats i els de Montserrat, la qual cosa fa que l'erosió hagi actuat de forma més acusada. En general, s'atribueix una composició de 50% de calcària i 50% de pissarres a Sant Llorenç del Munt i de 60% de calcària, 30% de pissarres i 10% de granit i roques eruptives a la serra de l'Obac. L'existència d'aquesta geologia ha permès l'aparició de fenòmens càrstics, responsables a la vegada del relleu particular del Parc i de la seva hidrologia subterrània. (veure Camps i Suárez, 2000)

La carena que passa pels cims de la Mola i el Montcau divideix les conques del Besòs i del Llobregat. La xarxa hidrogràfica superficial del Parc es compon, doncs, per dos sistemes que tributen a dos grans col·lectors: el riu Ripoll, de cabal perenne i afluent del Besòs, i la riera de les Arenes, de règim irregular i torrencial, afluent del Llobregat.

El clima està determinat per la pluviositat i temperatures pròpies de la muntanya mitjana mediterrània. Les precipitacions mitjanes anuals solen superar els 800mm als cims més elevats com la Mola, mentre que a les zones més properes a la plana vallesana disminueix entre els 500 i 600mm. L'estacionalitat de les precipitacions fa que aquestes es concentrin sobretot a la tardor i

primavera, deixant l'estiu com el període de l'any més sec. Per bé que al pla vallesà la temperatura mitjana anual és d'uns 15°C, a la muntanya, les temperatures poden arribar a ser molt baixes a l'hivern, malgrat les nevades hi són escasses (veure Pérez i Martín, 2000).

### 2.1.2.- Vegetació i fauna

La vegetació característica del Parc és l'alzinar, que per sobre dels 800 metres s'enriqueix amb espècies pròpies d'ambients més humits com la moixera, el boix o el roure - formant alguns boscos molt interessants-, mentre que en altituds inferiors es barreja amb pins i arbusts mediterranis, com el bruc i l'arboç. La base del massís es troba ocupada per pinedes de pi blanc, que a les zones més obagues és substituït sovint pel pi roig i la pinassa. (veure, entre d'altres, Pintó, 1997; Guardiola i Gutiérrez, 2005).

L'existència de diversos hàbitats i ambients al Parc ofereix unes condicions òptimes per al refugi, la cria, la hivernada i el pas de nombroses espècies vertebrades i invertebrades. Trobem així, des d'espècies clarament rupícoles fins fauna pròpiament forestal, passant per espècies ecotòniques o d'espais oberts (tot i que, com veurem més endavant, aquestes es trobarien en retrocés). Es comptabilitzen prop de 200 espècies de vertebrats, la majoria d'un gran interès a nivell de conservació. Entre els mamífers es podria mencionar el cada cop més abundant senglar (*Sus scrofa*), l'esquirol (*Sciurus vulgaris*), la fagina (*Martes foina*), el gat mesquer (*Genetta genetta*), la guineu (*Vulpes vulpes*) o el toixó (*Meles meles*) (veure Rosell i Villero, 2002; Ballesteros *et al.*, 2000). També és important destacar les diferents espècies de quiròpters presents al Parc (veure Serra-Cobo, 2002). Les aus representen el grup més nombrós dels vertebrats del massís. Les més comunes són la merla (*Turdus merula*), el tudó (*Columba palumbus*), el gaig (*Garrulus glandarius*), el pit-roig (*Erithacus rubecula*) i les mallerengues (*Parus spp.*), que hi crien. A les parts baixes del massís hi abunden el pinsà (*Fringilla coelebs*), la cadenera (*Carduelis carduelis*), els sits (*Emberiza spp.*), la puput (*Upupa epops*) i el tord (*Turdus philomelos*), que nidifica en un dels seus límits més meridionals a la Península. Encara s'hi troben algunes rapinyaires com l'àguila perdiguera o cuabarrada (*Hieraaetus fasciatus*) - fins no fa masses anys molt abundant al Parc, el que li va donar un caràcter emblemàtic - esparvers i astors (*Accipiter spp.*) i diversos falcònids, entre d'altres. També trobem algunes rapinyaires nocturnes com algunes parelles de ducs (*Bubo bubo*) (veure Herrando, 2002; Baltà *et al.*, 2002; Ballesteros i Degollada, 2000). Pel què fa a rèptils, per les brolles i pinedes, hi sovintegen la serp verda (*Malpolon monspessulanus*) i la serp blanca (*Elaphe scalaris*). Tampoc no és rar sorprendre, entre els pedregosos careners del Parc, l'escurçó (*Vipera latasti*). Al voltant de moltes de les fonts que es troben a la muntanya, hi creixen larves d'amfibis com la salamandra (*Salamandra salamandra*), així com capgrossos de diferents espècies de gripaus (*Bufo*, *Alytes*, etc.) (veure Villero, 2003). Respecte la fauna invertebrada existeixen nombroses espècies de lepidòpters, coleòpters, mol·luscs i crustacis d'un remarcable interès conservacionista (veure Bros, 2005).

### 2.1.3.- Establiment humà i patrimoni cultural

L'establiment humà al massís de Sant Llorenç del Munt es remunta al període neolític, on sembla que l'home hi va trobar refugi en les nombroses coves i abrics naturals, com en fan palès nombrosos jaciments i restes arqueològiques descoberts (Martín, 2000). No obstant, les característiques geomorfològiques de les parts altes del massís prèviament descrites han estat un clar impediment per a un poblament i unes activitats humanes estables en períodes històrics més recents, si més no per la manca de sòls cultivables i pastures. És per aquest motiu que

tradicionalment l'establiment d'activitats agropecuàries s'ha restringit a les parts més baixes, especialment a les valls del riu Ripoll i de la riera de les Arenes, amb algunes excepcions com les feixes de la Mola o la Mata. De fet, resulta certament transcendent per al massís i el seu entorn l'establiment del monestir benedictí de Sant Llorenç del Munt al cim de la Mola des del segle XI fins al XVII, que sembla que va propiciar l'assentament d'algunes masies. És després de les guerres i epidèmies del segle XIV i XV quan els pagesos que aconseguiren mantenir-se a Sant Llorenç van refermar i ampliar llurs propietats, encetant així un període de forta activitat agrícola i ramadera (veure Ferrando, 1985). Després de la Guerra de Successió del començament del segle XVIII, el Principat de Catalunya tingué accés al mercat de les colònies americanes. A Sant Llorenç, això es traduí en un fort desenvolupament de la vinya, la producció de la qual era sovint destinada a l'exportació de vins i licors. Aquest període correspon al màxim creixement econòmic dels masos de la muntanya. A part de l'agricultura, també es practicaven certes indústries rurals i d'altres de més tecnificades, amb les quals s'aprofitaven més els recursos de la muntanya. Algunes d'aquestes activitats s'han mantingut fins fa relativament poc, com ara la producció de carbó d'alzina (l'Obac i la Mata, entre d'altres, foren masos productors de carbó d'alzina), l'obtenció de trementina i colofònia de l'escorça dels pins mitjançant els forns de pega, la preparació de feixos i gavelles de llenya, i els forns de calç. De fet, fins que no és va començar a produir ciment a finals del segle XIX, l'element més emprat per preparar morter per a la construcció era la calç. Els pous de calç, escampats arreu del Parc, donen una idea de la importància que va assolir aquesta activitat. També es té constància d'altres activitats com la producció de glaç (mitjançant els pous de glaç), de paper, de vidre o inclús la producció tèxtil (Mateu i Pintó, 1992).

És en el segle XIX quan aquesta prosperitat econòmica comença a estroncar-se a conseqüència, primer, de les Guerres Napoleòniques i, després, de les Guerres Carlines, que van ser la causa de la ruïna i abandonament de diverses masies (les Cases, l'Obac Vell etc.). Durant la segona meitat del segle XIX, aparegué també la plaga de la fil·loxera, que va matar totes les vinyes de Sant Llorenç. Això significà la decadència i abandonament de molts altres masos (Mateu i Pintó, 1992). Com es descriu en el següent subcapítol, és ja en el segle XX, i sobretot a partir de la segona meitat, quan es generalitza l'abandonament rural a Sant Llorenç, relegant les activitats primàries tradicionals a un nivell residual. Com es veurà posteriorment, l'activitat agrícola actual es limita a alguns conreus, especialment a la Vall d'horta (part Est), les Refardes, l'Otzet o el Rossinyol al Nord, la recuperada Mata i els camps del Daví i el Dalmau, i al Sud, a Matadepera, les explotacions de Can Pèlacs, la Barata o Can Bofí, entre d'altres. En general, l'activitat que es desenvolupa en aquests llocs és de baixa intensitat, limitant-se als sembrats, que molts cops persegueixen més una finalitat de manteniment de la propietat que la pròpiament productiva. L'explotació forestal és igualment molt escassa, tenint encara vigència alguns usos silvícoles sobretot als vessants orientals i occidentals inferiors, on s'estenen les pinedes. Pel què fa a la ramaderia, i donada la manca de pastures, l'activitat queda reduïda a la presència d'algun ramat de bestiar oví. En aquest context, es pot afirmar que la imatge que presenten actualment el massís de Sant Llorenç del Munt i la serra de l'Obac és, possiblement, la menys humanitzada dels darrers 1000 anys.

En contraposició a aquest decreixent establiment i explotació humana dins els límits del Parc, s'ha produït una gran expansió de les urbanitzacions als seus voltants, especialment a la part vallesana i en els municipis de Matadepera, Castellar del Vallès i Sant Llorenç Savall. Aquestes zones residencials de baixa densitat han arribat fins als mateixos peus de les cingleres del massís

de Sant Llorenç i la Serra de l'Obac. També cal mencionar la creixent influència de visitants des de la seva declaració com a Parc Natural el 1987.

## **2.2.- JUSTIFICACIÓ: ABANDONAMENT RURAL I CONSEQÜÈNCIES**

En aquest subcapítol s'exposa el fenomen de l'abandonament de les activitats agrosilvopastorals tradicionals a la muntanya mediterrània generalitzats a partir de la segona meitat del segle XX i concretament al Parc Natural de Sant Llorenç, així com les seves conseqüències o efectes a nivell d'estructura paisatgística, risc d'incendi, erosió i biodiversitat. De fet, aquest subcapítol serveix per justificar, en base als estudis empírics existents, la proposta de planificació d'aquest estudi.

### **2.2.1. L'abandonament rural a la muntanya mediterrània i al Parc Natural de Sant Llorenç**

El paisatge de muntanya mediterrani té, en general, una estructura complexa, que és el resultat dels usos primaris o activitats agrosilvopastorals tradicionals esdevinguts al llarg de la història (veure Puigdefàbregas i Fillat, 1986; Blondel i Aronson, 1999). Durant segles, l'ésser humà ha explotat els recursos naturals de la muntanya mediterrània, ja sigui a través del conreu i la pastura per garantir aliments per a la població i un número elevat d'animals, o a través dels aprofitaments forestals (fusta, llenya, carbó, carbonet etc.). Com hem vist, el massís de Sant Llorenç del Munt i la Serra de l'Obac no n'ha estat una excepció.

Aquesta gestió del territori es devia a un context d'economia autosuficient, en la que els intercanvis amb l'exterior eren escassos. Aquesta situació va portar, en molts casos, cap a un paisatge altament humanitzat, amb una diversitat ecològica i cultural molt elevada (veure García-Ruiz i Valero, 1998; Vos i Meekes, 1999). Sovint s'afirma que aquest paisatge és el resultat de la interacció entre natura i cultura, i se'n fa referència com a "paisatges culturals" (veure Zonneveld, 1995; Farina, 1998). Diverses escoles geogràfiques han treballat sobre la base d'aquesta interacció i constaten l'estreta relació entre l'estructura del paisatge i la manera de viure dels seus habitants. A aquests paisatges també se'ls anomena en moltes ocasions mosaics agroforestals, per la presència més o menys abundant de taques d'ús agrari en una matriu bàsicament boscosa (e.g. Marull i Mallarach, 2005).

Especialment a partir de la segona meitat del Segle XX, comença a generalitzar-se el fenomen de l'abandonament rural en aquestes zones. Aquest abandonament es reflecteix a través d'un despoblament per emigració cap a la ciutat o la plana, l'abandonament dels conreus menys fèrtils, el decreixement del bestiar i l'ús molt limitat de les àrees forestals (e.g. Lasanta, 1988). Les causes d'aquest procés s'atribueixen al canvis socioeconòmics esdevinguts durant el segle XX, on el pes de l'economia gira radicalment cap a la indústria i el sector terciari, amb un model energètic cada cop més dependent dels combustibles fòssils. Aquests canvis repercuteixen sobre el sector agrari a través del que s'ha anomenat la "revolució verda", consistent en una intensificació agrícola en àrees planes, deguda a l'augment de la productivitat gràcies a la mecanització, l'ús de fertilitzants químics o l'irrigació. Això provoca que la producció agrícola en zones de muntanya no hi pugui competir, ja que les seves característiques (difícil accessibilitat i, per tant, mecanització, parcel·les petites i fragmentades, pendents pronunciats, poca fertilitat del sòl, etc.) la fan poc rendible (veure Lasanta *et al*, 2006). La substitució dels anomenats dendrocombustibles (llenya, carbó, carbonet, etc.) per combustibles fòssils com el petroli o el gas causa una disminució molt

important de l'explotació general dels boscos i les pràctiques silvícoles i contribueix igualment a l'abandonament rural (Boada i Zahonero, 1998).

Aquest fenomen també s'esdevé al massís de Sant Llorenç del Munt i la Serra de l'Obac amb una notable incidència. Entre els estudis realitzats sobre el procés d'abandonament d'activitats primàries a l'àmbit del Parc destaca el treball de Jordi Nadal, inicialment amb la memòria de recerca *Efectes de l'abandonament dels camps de conreu en els sòls del Parc Natural de Sant Llorenç del Munt: proposta metodològica* (1997) i posteriorment amb la tesi doctoral *Evolució del paisatge de la muntanya mitjana mediterrània: variacions en la fertilitat del sòl i en l'exportació de nutrients al massís de Sant Llorenç del Munt i la Serra de l'Obac (serralada prelitoral catalana)* (2002). A partir d'ortofotografies i bases cartogràfiques històriques i actuals, Nadal calcula que entre el període 1956-1994 el Parc (en els seus límits antics inclosos en el PEIN) hauria perdut unes 235ha. de superfície conreada, i gairebé 394ha. si es té en compte la superfície conreada abandonada que és identificable ja el 1956. El procés d'abandonament hauria obeït, en primer lloc, a la pobresa agrícola de moltes de les zones conreades i en segon lloc a l'aïllament, tant en temps com en distància. Aquests dos factors haurien causat que inicialment l'abandonament afectés sobretot a la Serra de l'Obac. El gran fenomen d'abandonament s'hauria donat durant la dècada dels anys seixanta, ja que entre 1956 i 1972 s'haurien perdut unes 214ha. de superfície conreada (Nadal, 1997).

En el capítol 6 es quantifica l'abandonament rural esdevingut entre 1956 i 2004 pels límits del Parc gestionats per la Diputació de Barcelona. Veurem com els resultats també mostren una forta disminució de la superfície d'ús agropecuari al llarg de tota la segona meitat del segle XX.

## 2.2.2- Conseqüències en l'estructura del paisatge: els canvis de coberta

En l'àmbit mediterrani, l'abandonament d'activitats primàries tradicionals s'argumenta que ha comportat una reforestació o forestalització del territori (e.g. Blondel i Aronson, 1999; Boada, 2003). Aquesta tendència d'expansió de les masses forestals és generalitzable a nivell del continent europeu, però no a nivell mundial, on el canvi net anual de l'àrea de bosc és clarament negatiu, sobretot degut a les intenses desforestacions a Amèrica del Sud i Àfrica. Segons *l'Avaluació dels Recursos Forestals Mundials 2005* de la FAO, Europa va ser l'únic continent que va guanyar coberta forestal en el període 1990-2000, concretament unes 877.000ha. anuals (amb una proporció d'àrea guanyada anual del 0,09%). Pel període 2000-2005 el guany va ser d'un 661.000ha. anuals, només superat per les 1.003.000ha. anuals guanyades a Àsia (figura 2.1).

Tanmateix, és important destacar que, mentre l'augment a Àsia s'atribueix essencialment a les forestacions (plantacions d'arbres en terres que no eren forestals) a gran escala realitzades per Xina, en el cas d'Europa l'augment s'atribueix en gran part a la regeneració natural, producte en molts casos de l'abandonament de terres d'ús agrari. En aquest context, és significatiu el fet que Espanya es trobi en el segon lloc després de Xina en el rànquing de països amb major guany net anual d'àrea de bosc pel període 2000-2005 amb una taxa de canvi anual de 296.000ha./any. Si com s'ha dit, l'augment de Xina provindria fonamentalment del canvi en l'àrea de les plantacions forestals, en el cas d'Espanya seria principalment pel canvi en l'àrea dels boscos primaris, naturals modificats i semi-naturals, és a dir, per causes en general no atribuïbles a les forestacions.

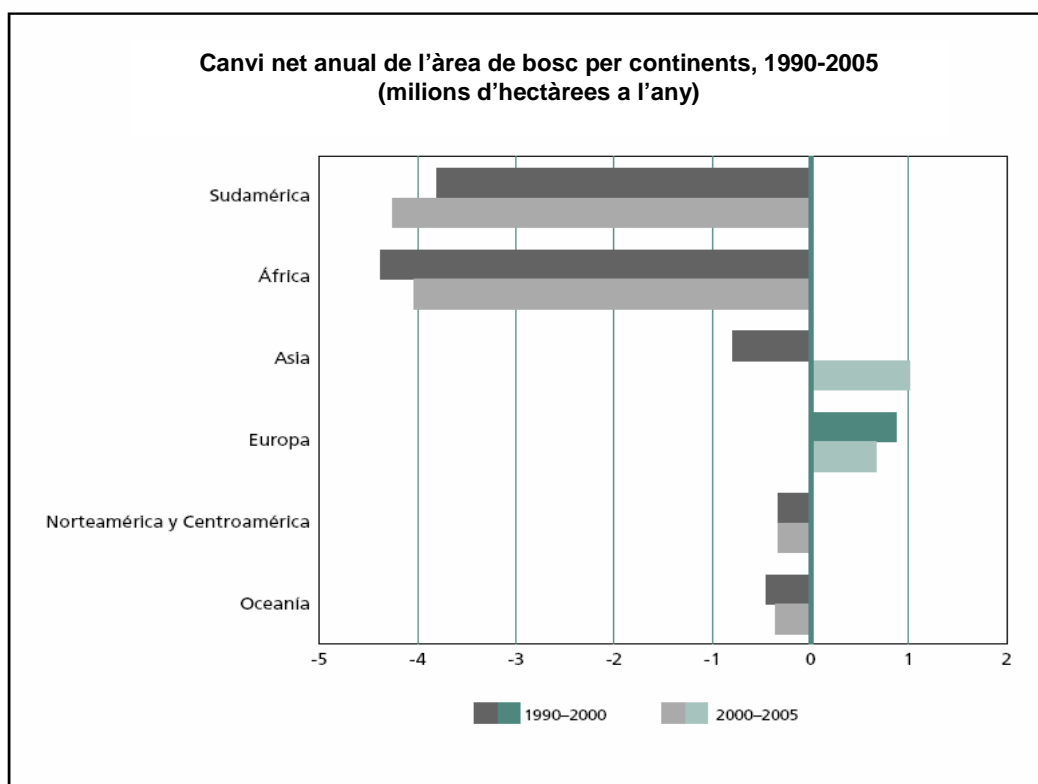


Figura 2.1: Canvi net anual de l'àrea de bosc per continents 1990-2005 (FAO, 2005).

A Catalunya, una de les regions europees amb major proporció de terreny forestal arbrat (un 38% segons el Mapa de Cobertes del Sòl de Catalunya de 1993, i un 43,6% segons *Foc Verd II*, 1999), es creu, segons estimacions empíriques dels inventaris forestals, que en els últims 30 anys la superfície forestal arbrada hauria augmentat en gairebé un 20%, i en un 50% pel què fa al volum de fusta dreta (Boada i Zahonero, 1998). El document *Foc Verd II. Programa de gestió del risc d'incendi forestal* (Peix-Massip, 1999) estima que en els darrers 50 anys el bosc ha passat d'unes 1.000.000ha. a unes 1.400.000, mentre que a principis del segle XX es creu que tan sols ocupava unes 600.000ha., després d'una tendència decreixent que es podria haver produït al llarg de tot el mil·lenni (figura 2.2).

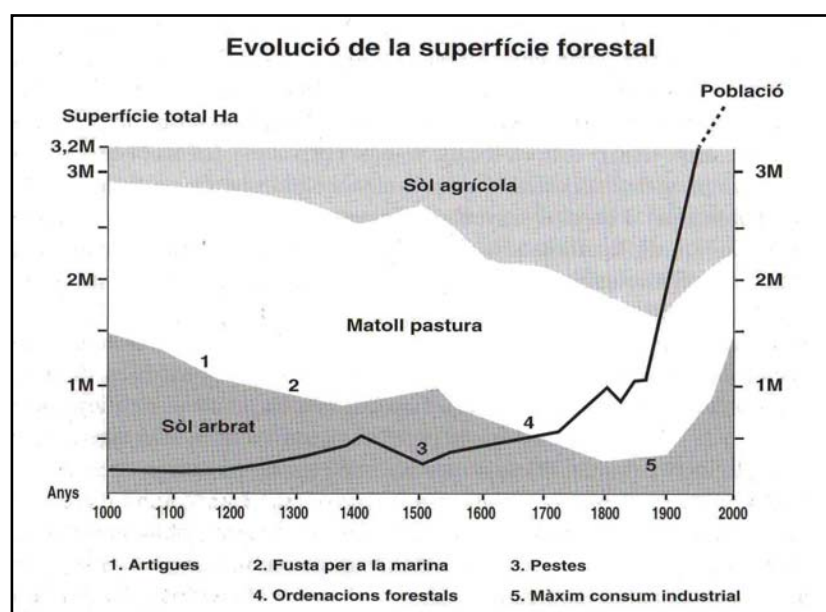


Figura 2.2: Evolució de la superfície forestal en els últims 1000 anys (*Foc Verd*, 1999 dins Boada, 2003)

Entre 1987 i 1997, és a dir, en només una dècada, Brotons *et al.* (2004) estimen l'increment de la massa forestal en unes 15.000ha., una tendència que es podria mantenir actualment. Aquest procés de forestalització en les últimes dècades seria coherent amb les dades mostrades per l'Inventari Ecològic i Forestal de Catalunya (CREAF, 2000-2002), que posen de manifest que els boscos catalans tenen, en general, una maduresa reduïda (l'envergadura, l'altura mitjana dels arbres i el diàmetre mitjà són baixos, i la mitjana d'edat dels arbres és d'uns 50 anys). A més, l'abandonament d'activitats silvícoles tradicionals està comportant un baixa capitalització dels boscos, cosa que implica unes masses forestals desequilibrades i inestables, normalment constituïdes pels arbres amb menys possibilitats i potencial de creixement. En general, exceptuant algunes zones del Pirineu i serralades centrals, existeix un buit de boscos adults, amb arbres vitals i ben conformats (Piqué dins Plana (ed.), 2004).

Aquesta expansió forestal ha significat, doncs, en moltes àrees de muntanya mediterrània, una pèrdua de mosaïicitat paisatgística, és a dir, una homogeneïtzació del paisatge (segons la interpretació que en fa l'ecologia del paisatge, veure capítol 4) en grans taques forestals i, per tant, la desaparició d'ecotons forestals pastura-bosc o conreu-bosc. A més, es creu que la recurrència d'incendis forestals, malgrat ser molt present en l'àmbit mediterrani i de vegades amb episodis de gran perturbació com els GIF (Grans Incendis Forestals) creant conseqüentment una forta heterogeneïtat en les zones forestals, no arriben a compensar l'homogeneïtzació associada al fenomen d'abandonament rural (Lloret *et al.*, 2002), per la qual cosa, en conjunt, el nombre d'ecotons entre zones forestals i zones obertes disminueix. Aquesta evolució demostra, per tant, la incidència decisiva que tenien les activitats primàries en la formació del paisatge. "L'adequació de les activitats dels sectors primaris a les condicions biofísiques de l'entorn immediat genera un paisatge divers, ja que fragmenten els ecosistemes en múltiples estadis successional i permeten l'existència de zones de vora o ecotó" (Boada i Zahonero, 1998).

L'anàlisi dels canvis d'usos i cobertes lligats a aquesta transformació del paisatge a la muntanya mediterrània és un tema àmpliament estudiat per diferents autors i grups de recerca. Podríem mencionar, limitant-nos a l'estat espanyol, els treballs de l'IPE (Instituto Pirenaico de Ecología), l'IJA (Institut de Ciències de la Terra Jaume Almera) o el Departament de Geografia de la UAB a través del GRAMP (Grup de Recerca en Àrees de Muntanya i Paisatge). Entre les nombroses publicacions que tracten aquest tema trobem articles com García-Ruiz i Lasanta (1990), González-Bernaldez (1991), Poyatos *et al.* (2003), Lasanta *et al.* (2005, 2006). A un nivell més global, cal esmentar el desenvolupament de programes de recerca internacionals com el programa *Land Use – Land Cover Change* (LUCC), que des d'un enfocament interdisciplinari, pretén entendre la naturalesa i les causes de les transformacions en els usos i cobertes del sòl que es donen arreu del planeta, sent l'abandonament rural una de les forces inductores globals dels canvis a nivell socioeconòmic.

Els canvis en els usos i les cobertes del sòl s'han integrat també com un dels components d'un fenomen d'abast molt major, l'anomenat "canvi global". El canvi global s'ha definit com el conjunt d'alteracions en els sistemes naturals, físics o biològics, els impactes de les quals no solen ser localitzats, tot i haver-hi manifestacions locals, sinó que afecten el conjunt de la Terra (Boada i Saurí, 2002). Alguns autors, com Turner *et al.* (1990), diferencien entre "canvi global sistèmic" i "canvi global acumulatiu". Els canvis sistèmics serien aquells que generen un impacte directe sobre sistemes de funcionament global, com per exemple, les emissions de gasos hivernacle, que afecten el sistema climàtic. Els canvis acumulatius, en canvi, generen impacte per la presència i

acumulació de canvis arreu del planeta (com la disminució i alteració genètica d'espècies o l'exhauriment i contaminació d'aigües subterrànies) o per la magnitud dels canvis en relació a l'estoc global de recursos. És en aquest darrer cas que s'inclourien els canvis produïts per la desforestació o la pèrdua de sòl agrícola per abandonament. El canvi global inclou tant canvis biofísics com canvis socioeconòmics, superant la dualitat entre cultura i natura. Els diferents components del canvi global (canvi climàtic, alteració de cicles biogeoquímics, processos bioinvasors, canvis en els usos i les cobertes del sòl, pèrdua de biodiversitat etc.) no tenen lloc de manera aïllada, sinó que es troben en permanent interacció. A Catalunya, trobem exemples d'estudis que analitzen el canvi d'usos i cobertes del sòl per abandonament rural com una dels manifestacions locals del canvi global (e.g. Boada, 2001; Otero, 2006).

### 2.2.3.- Conseqüències en el risc d'incendis

Un altre efecte de l'abandonament de l'activitat primària en ambients forestals mediterranis que hom pot deduir fàcilment és el possible augment del risc d'incendi forestal com a conseqüència d'un increment del combustible disponible causat per l'augment de massa vegetal post-abandonament. Efectivament, "les estadístiques sobre incendis mostren una relació consistent entre l'augment del nombre d'ignicions i de la superfície cremada, i l'abandonament de les activitats agràries i la terciarització de l'economia accentuats a partir dels anys 70" (Plana, dins Plana (ed.), 2004) (figura 2.3).

L'abandonament rural es relaciona amb el fenomen dels grans incendis forestals (GIF) que són aquells incendis que afecten més de 500ha. i que degut a la seva intensitat sobrepassen en molts casos els sistemes d'extinció tradicionals. Es calcula que en les darreres dècades un 90% de la superfície cremada de Catalunya es deu a un episodi de GIF, malgrat que aquests representen menys de l'1% de les ignicions (Piqué, dins Plana (ed.), 2004). El fatídic agost de 2003 un GIF va cremar unes 1600ha. del Parc, de les més de 4.300ha. que va afectar en total, especialment dins els municipis de Sant Llorenç Savall i Granera.

Segons les conclusions de la II Conferència Internacional sobre Estratègies de Prevenció d'Incendis al Sud d'Europa (Consorti Forestal de Catalunya i Confederación de Organizaciones de Silvicultores de Espanya, 2005), les causes més importants de l'aparició dels grans incendis forestals són l'abando-

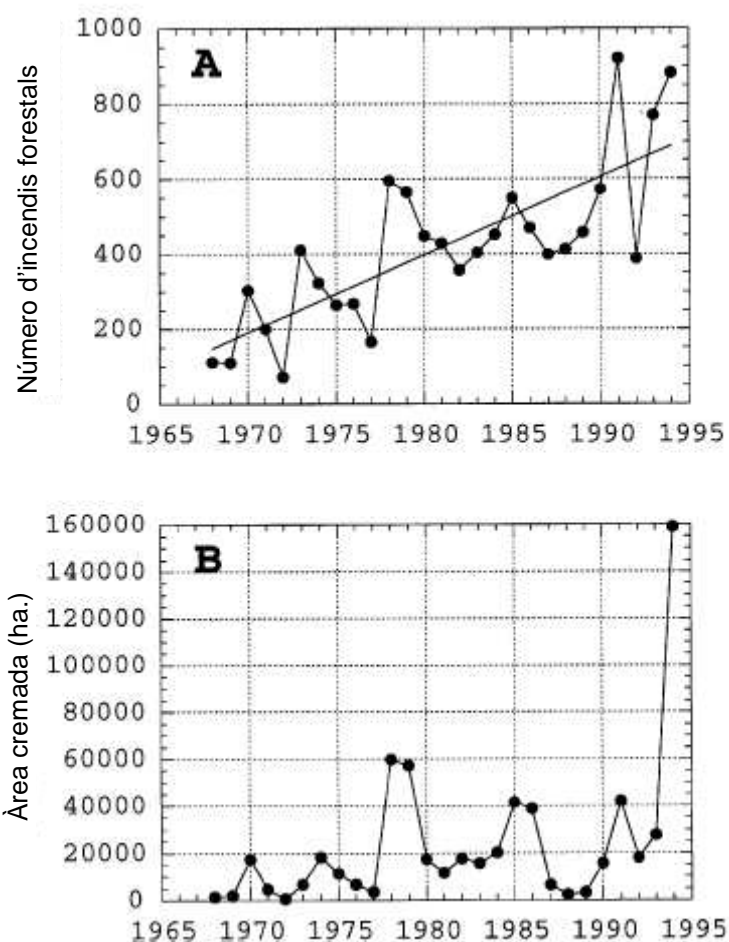


Figura 2.3: Nombre d'incendis forestals (A) i d'àrea cremada (B) durant el període de focs (juny a setembre) a les províncies de Barcelona, Tarragona, Castelló de la Plana i València pel període 1968-1994 (Piñol *et al.*, 1998)



nament de les activitats tradicionals al medi rural i l'augment de l'ús terciari sobre els espais rurals (que comporta una major freqüentació i instal·lació d'infraestructures de risc com línies elèctriques o xarxa viària), que causen un increment del combustible disponible (i per tant un increment del risc de propagació) i un augment del risc d'ignició, respectivament. Òbviament, això queda emmarcat en un context mediterrani amb condicions climatològiques crítiques recurrents, que té perspectives d'agreujar-se amb el canvi climàtic (Piñol *et al.*, 1998).

Els estudis que aborden el tema de la causalitat dels GIF des de la perspectiva socioambiental, posen l'accent en aquestes dues forces socioestructurals segons les quals les condicions naturals extremes que es donen recurrentment en el context mediterrani actuarien de detonants en un escenari ambiental exposat al risc (Badia *et al.*, 2002). L'abandonament rural, per tant, pot afectar l'abast de l'incendi, incrementant les possibilitats que aquest esdevingui un GIF, ja que el risc de propagació és major degut a una estructura del paisatge més vulnerable.

A això també cal afegir la pèrdua de la prevenció indirecta (vigilància, alerta, detecció i extinció immediata, coneixement del territori, manteniment de camins etc.) que els agricultors, ramaders o silvicultors ofereixen amb la seva activitat diària.

És per aquest motiu que, com veurem al capítol 4, des d'alguns sectors s'advoca per un nou paradigma de gestió del risc d'incendis forestals basat en la gestió del combustible al llarg del territori vinculada a les activitats agràries i que possibiliti una estructura paisatgística menys vulnerable als grans incendis.

## 2.2.4.- Conseqüències en l'erosió

L'erosió del sòl era probablement el problema ambiental més important al qual s'enfrontava el sistema tradicional d'explotació rural. El conreu de cereal en zones de pendents elevats va ser responsable del deteriorament de la capacitat de producció agrícola en moltes zones de muntanya, especialment als Pirineus, per empobriment de la fertilitat dels sòls. De fet, es creu que aquesta elevada erosió hauria causat el creixement del Delta de l'Ebre i l'acumulació continuada de sediments en moltes planes al·luvials (García –Ruiz *et al.*, 1996), entre altres efectes geomorfològics. El fenomen de l'abandonament d'aquests camps de conreu va canviar completament aquest escenari. L'evolució geomorfològica de les zones de muntanya on s'ha produït abandonament rural és objecte d'estudi per diversos centres de recerca (altre cop destacant l'IPE o l'IJA a nivell espanyol).

Els autors que han estudiat l'erosió post-abandonament en terres de cultiu semblen estar d'acord en que la recolonització per part de la vegetació silvestre, especialment de matollar dens, bosquina o bosc, serveix per controlar-ne els efectes (e.g. Arnáez-Vadillo *et al.*, 1993; García –Ruiz *et al.*, 1996). Si bé aquests processos erosius no segueixen una evolució lineal (figura 2.4), la successió cap a cobertes més denses permet una millor fixació del sòl, infiltració i intercepció de la pluja, el que genera menys erosió i escolament superficial, i inclús pot millorar algunes de les característiques edàfiques (contingut de matèria orgànica, porositat, contingut de nitrogen etc.) (Ruiz-Flaño, 1993, citat a García –Ruiz *et al.*, 1996). Això tindria importants implicacions hidrogeològiques, com per exemple l'estabilització de les estructures sedimentàries fluvials (Rubio, 1995; Rubio i Hernández, 1990, citats a García –Ruiz *et al.*, 1996). Tanmateix, és important destacar que aquests estudis també demostren que els prats de pastura, malgrat causar una elevada escorrentia superficial, mantenen un control elevat de l'erosió (figura 2.4).

Segurament aquest és un dels motius que han provocat que molts conreus de cereal hagin esdevingut pastures actualment en moltes zones dels Pirineus.

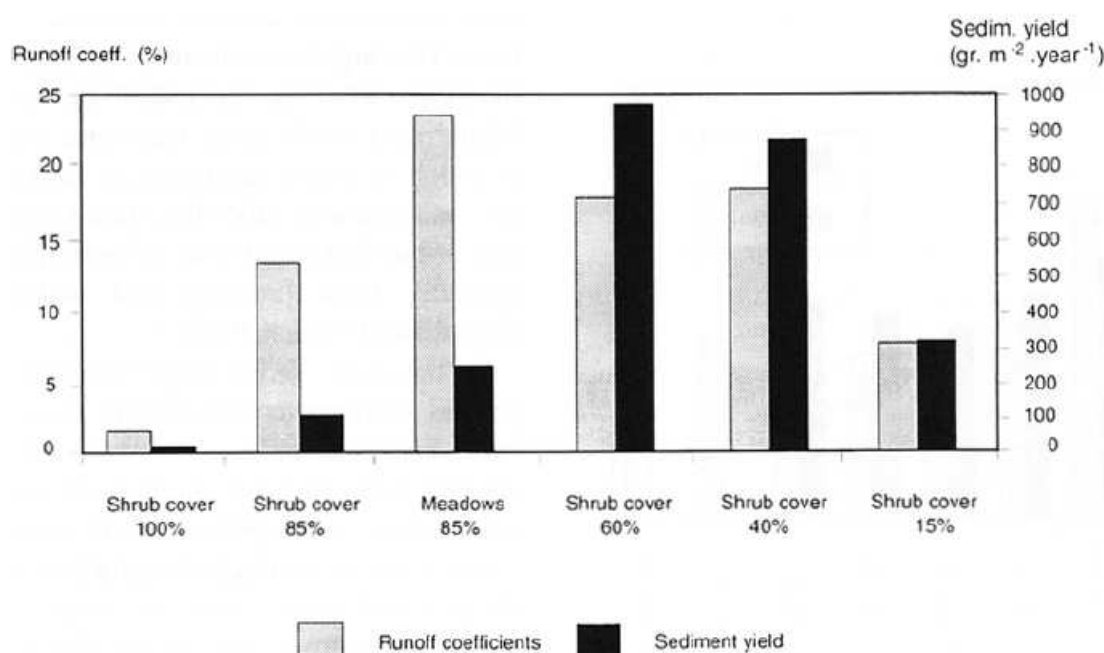


Figura 2.4: Escorrentia (%) i erosió (gr/m<sup>2</sup> any) per diferents cobertes vegetals (prats i diferents percentatges de matollar) en parcel·les del Pirineu aragonès (García-Ruiz *et al.* 1996)

Així, doncs, es pot afirmar que l'abandonament agrícola en zones de muntanya mediterrània hauria facilitat una reducció de l'erosió en aquells conreus o pastures substituïts per matollar dens o cobertes arbrades.

### 2.2.5.- Conseqüències en la biodiversitat

Des de l'ecologia del paisatge s'argumenta que a diferència de la fragmentació *per se* (entesa com el trencament d'hàbitat en tessel·les més petites sense pèrdua d'àrea global), que normalment té efectes dèbils sobre la biodiversitat i que aquests tan poden ser positius com negatius, la pèrdua d'hàbitat provoca, tal com mostren molts estudis empírics de manera consistent, un fort impacte negatiu sobre la biodiversitat (Fahrig, 2003).

En aquest context, la pèrdua d'hàbitats oberts o ecotònics que representa l'abandonament d'espais agropecuaris comporta lògicament una pèrdua de biodiversitat associada. Això és especialment evident en aquelles espècies especialistes en aquest tipus d'hàbitats, és a dir, aquelles que d'alguna manera o altra en depenen per sobreviure. De fet, l'alt valor de conservació de moltes de les espècies d'aquests ambients ha creat el concepte de "zones agràries d'alt valor natural", que es defineixen com aquells entorns agraris que contenen "punts calents" de biodiversitat i que es caracteritzen per una agricultura o ramaderia extensiva (AEMA/PNUMA, 2004). També és destacable el fet que a Catalunya, el mosaic agroforestal seria el segon hàbitat més ric en termes de diversitat vertebrada, després de les zones humides (Institució Catalana d'Història Natural, ICHN, 1999). Com veiem a la taula 2.1, són efectivament els agrosistemes més extensius (i per tant menys rendibles) els que porten associada una biodiversitat més abundant, el que genera un major interès en termes de conservació. Com també es pot observar aquests agrosistemes són els més afectats per l'abandonament rural.

| AGROSISTEMA                                       | BIODIVERSITAT DE LES ESPÈCIES CONREADES   | BIODIVERSITAT ASSOCIADA   | INTERÉS     | FACTORS QUE AFAVOREIXEN LA CONSERVACIÓ IN SITU              | FACTORS LIMITANTS DE LA CONSERVACIÓ IN SITU   |
|---|---|---|-------------|---|---|
| SECÀ DE L'INTERIOR: CEREALS                       | Poques espècies conreades (ordi bàsicament), moltes varietats millorades.   | Abundant, sobre tot la fauna  | Molt elevat | Les ajudes comunitàries a la producció de cereals           | Baixa rendibilitat, envelliment de la població  |
| REGADIUS DE L'INTERIOR                            | Llenyosos de fruita dolça amb moltes varietats foranies: presseguer, nectarina, perera i pomera. Conreus extensius: blat de moro, alfals i blat. Moltes varietats millorades de blat de moro, menys de blat i domini d'un ecotip autòcton d'alfals. | Poc abundant a causa de l'intensivitat del sistema  | Reduït      | La rendibilitat econòmica del sistema de producció          | Pràctiques agronòmiques intensives que podrien originar contaminació ambiental                    |
| SISTEMES FARRATGERS: PASTURES I PRATS DE MUNTANYA | S'aprofita la flora existent, el nombre d'espècies es molt elevat   | Elevada, la flora coincideix amb les espècies aprofitables                                | Elevat      | Existència d'explotacions de bestiar semi-extensives        | Despoblació de les àrees de muntanya, envelliment de la població, desaparició de la transhumància |
| SISTEMES FARRATGERS: CONREUS DE FARRATGES         | Moltes espècies farratgeres, amb predomini de l'alfals. Poques varietats dins de cada espècie   | Pel sistema de conreu la flora tendeix a desaparèixer, la fauna es poc important          | Reduït      | Ramaderia intensiva   | Associat a la presència de bestiar  |
| REGADIUS DEL LITORAL                              | Floricultura, moltes espècies hortícoles, varietats millorades  | Escassa per l'intensitat del sistema  | Mínim       | Elevada rendibilitat  | Contaminació provocada per les tècniques de conreu molt intensives                                |
| DELTA DE L'EBRE: ARRÓS                            | Poques espècies (arròs i hortícoles), àmplia gamma de varietats, alguna local   | Molt abundant per les característiques del conreu i per la proximitat a un espai protegit | Molt elevat | Adaptació del cultiu a les condicions de l'àrea             | Contaminació per les tècniques de conreu  |
| CULTIUS LLENYOSOS DE SECÀ: OLIVERA                | Predomina la varietat arbequina, que pot considerar-se autòctona  | Flora típica de secà. Fauna reduïda   | Elevat      | Ajuda comunitària a la producció                            | Despoblament i envelliment de la població   |
| CULTIUS LLENYOSOS DE SECÀ: VINYA                  | Moltes varietats diferents segons les denominacions d'origen  | Reduïdes  | Interessant | Existència de denominacions d'origen                        | Són sistemes intensius, tot i que menys que els hortícoles  |
| CULTIUS LLENYOSOS DE SECÀ: FRUITS SECS            | Poques espècies, poques varietats, la majoria locals  | Similar a l'oliverar  | Interessant | Són cultius tradicionals de l'àrea mediterrània             | Poca rendibilitat, despoblament i envelliment de la població                                      |
| CULTIUS LLENYOSOS DE REGADIU: CÍTRICS             | Poques espècies, varietats millorades   | Reduïdes  | Reduït      | Rendibilitat  | Intensivitat de les pràctiques agràries   |
| RAMADERIA INTENSIVA                               | Porcí, vaccí, oví i cabrum, aus i conills. Poques races de cada espècie, la majoria foranies, algunes associacions defensen i conserven races autòctones  | Inexistents   | Mínim       | Elevada rendibilitat, ajudes comunitàries en alguns sectors | Canvis en el mercat o en la política de subvencions   |

Taula 2.1: Agrosistemes presents a Catalunya, biodiversitat associada i factors de conservació (ICHN, 1999)

Lògicament, la conseqüència més evident de l'abandonament sobre la biodiversitat és la pèrdua de varietats agrícoles i ramaderes locals, i de flora arvense (veure Masalles, 2003), fenomen també associat a la intensificació agrícola. Pel què fa a la fauna, trobem moltes espècies tant vertebrades com invertebrades d'àmbit mediterrani adaptades als espais oberts o ecotònics, i que per tant, podrien haver estat afectades per l'abandonament rural i la forestalització. Normalment per avaluar la resposta dels organismes enfront les modificacions de l'entorn s'utilitzen espècies indicadores, aquelles que per les seves característiques (sensibilitat a les alteracions del medi, requeriments ecològics etc.) poden reflectir millor l'efecte d'aquestes modificacions sobre la biodiversitat general. A Catalunya, dos dels grups taxonòmics més estudiats en relació als canvis de coberta lligats a l'abandonament rural són els ocells i els ropalòcers (papallones diürnes). En el cas de les aus s'ha posat un especial èmfasi en l'àguila cuabarrada, pel seu caràcter carismàtic i la seva relació directa amb el Parc Natural de Sant Llorenç.

### El cas dels ocells

Els ocells són coneguts indicadors ambientals que han estat llargament utilitzats en l'avaluació de la resposta dels organismes enfront les modificacions de l'entorn. Aquesta capacitat per indicar els canvis que es produeixen en el medi s'atribueix a un seguit de particularitats d'aquests vertebrats. D'una banda, els ocells tenen el gran avantatge de ser fàcils d'identificar i de tenir una classificació i ecologia ben definida (Karr *et al.*, 1990, citat a Herrando, 2005), a la vegada que es disposa d'un extens coneixement científic sobre les seves interrelacions amb el medi, factors que redueixen el risc d'interpretacions desafortunades. D'altra banda, els ocells tendeixen a estar a la part alta de les cadenes tròfiques, essent doncs, particularment sensibles a les alteracions de qualsevol nivell inferior, i, al tenir una vida relativament llarga, permeten integrar els canvis que es produeixen en intervals de temps més o menys llargs (Furness i Greenwood, 1993, citat a Herrando, 2005). També cal dir que es tracta d'un grup bastant diversificat, on les espècies tenen requeriments ecològics concrets i, per tant, la seva presència indica l'existència de condicions

específiques favorables (MacArthur i MacArthur, 1961; Erdelen, 1984; Gilmore, 1985; citats a Herrando, 2005) i que s'ha comprovat que responen ràpidament als canvis d'hàbitat i d'estructura paisatgística productes de l'activitat antròpica (Furness i Greenwood, 1993, citat a Herrando, 2005). A més, a Catalunya gràcies al treball de l'ICO (Institut Català d'Ornitologia), es tracta del grup d'organismes que disposa dels sistemes de seguiment més desenvolupats.

Precisament gràcies a la comparació entre el recent *Atlas dels ocells nidificants de Catalunya 1999-2002* (Estrada *et al.* (eds.), 2004) i l'*Atlas dels ocells nidificants de Catalunya i Andorra* (Muntaner *et al.*, 1984) realitzat 20 anys abans, s'han pogut quantificar els canvis temporals en la distribució de les espècies que han tingut lloc durant aquest període de temps. Aquesta comparació s'ha plasmat en el document *Patrons generals dels canvis en la distribució de les espècies i l'ús del sòl en el període entre els dos atles* (Brotons *et al.*, dins Estrada *et al.* (eds.), 2004). Els resultats mostren una certa tendència cap a la disminució de les espècies d'ambients agrícoles (incloent les estèpiques, analitzades utilitzant els ambients cerealístics com a hàbitat principal) en el conjunt de Catalunya (figura 2.5).

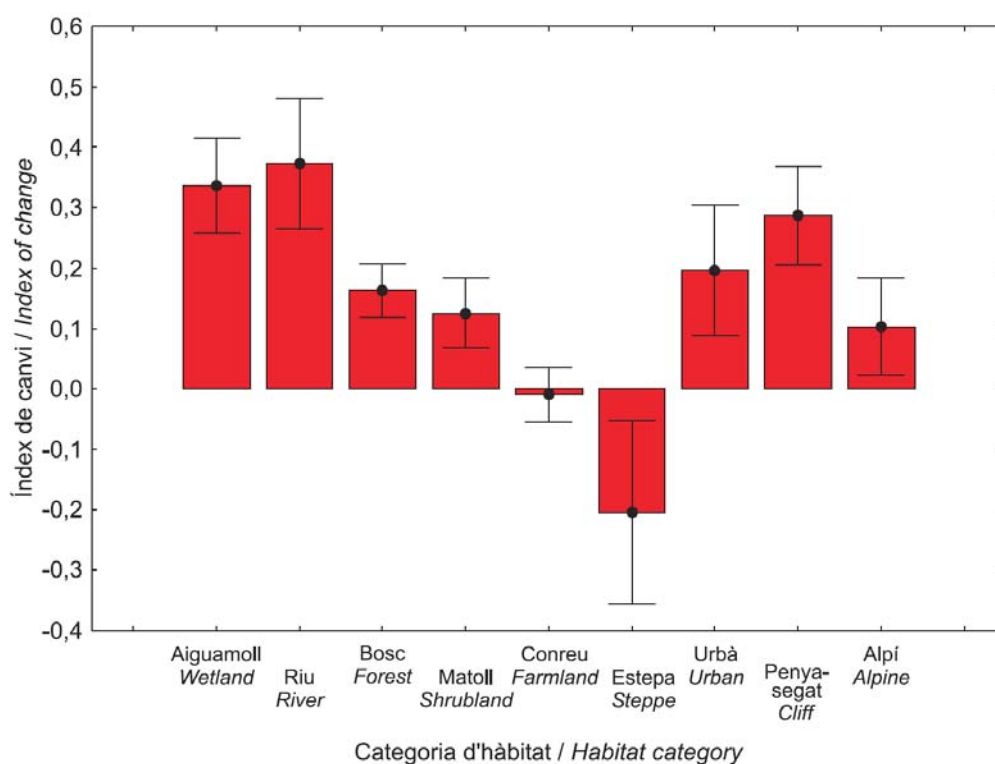


Figura 2.5: Representació de l'índex mitjà del canvi en el nombre de quadrats UTM 10x10 ocupats per cada grup d'espècies d'ocells entre els dos atles, en funció de les categories d'hàbitat de les espècies. (Brotons *et al.*, dins Estrada *et al.* (eds.), 2004)

Aquest fenomen és extensible a la resta d'Europa tal com mostra el *Farmland Bird Index*, adoptat per la Comissió Europea com a indicador estructural de desenvolupament. Segons aquest índex, en els darrers 25 anys la tendència d'aquest grup d'espècies d'aus ha estat marcadament regressiva, a diferència de les espècies més generalistes o d'ambients forestals que mostren un tendència més estable (figura 2.6).

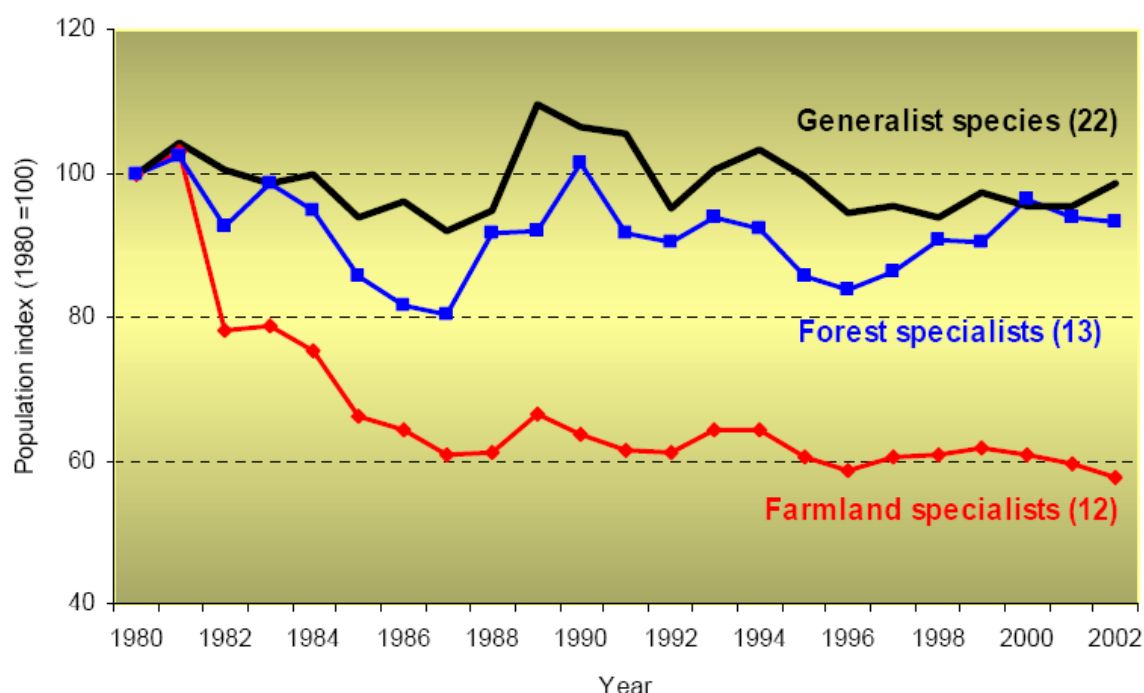


Figura 2.6: Evolució poblacional de les espècies d'aus agrícoles, forestals i generalistes d'Europa pel període 1980-2002 (Royal Society for the Protection of Birds, European bird Census Council, Birdlife Internacional)

Aquesta tendència s'atribueix sobretot a un procés d'intensificació agrícola generalitzat a tot el continent en les darreres dècades, tot i que també s'atribueix parcialment a l'abandonament de les activitats agropecuàries tradicionals en les zones menys productives (sobretot la pèrdua de conreus cerealístics extensius) i al creixement urbanístic.

Els grups que indicarien millor l'abandonament d'activitats agropecuàries tradicionals en la zona mediterrània serien aquelles espècies que troben en el mosaic agroforestal el seu hàbitat òptim. De fet, aquest número d'espècies és particularment elevat, incloent moltes espècies amenaçades (Estrada *et al.*, 2004). És per aquest motiu que s'atribueix a l'expansió de les masses forestals per abandonament rural una part important de la reducció general de la diversitat d'ocells (Pino *et al.*, 2000). De fet, l'article de Pino *et al.* (2000) posa de manifest la importància dels espais oberts que conformen les zones rurals existents entre el Parc Natural de Sant Llorenç i el Parc Natural del Montseny per la presència d'espècies de rapinyaires amenaçades com el duc (*Bubo bubo*), l'àguila cuabarrada (*Hieraetus fasciatus*), el falcó peregrí (*Falco peregrinus*) o l'àguila marcenca (*Ciracaetus gallicus*). Segons els autors, aquestes espècies i altres associades a espais oberts són rares o inclús absents en aquestes àrees protegides adjacents, ja que degut al seu caràcter muntanyós han sofert particularment el fenomen del canvi de cobertes del sòl lligat a l'abandonament.

De fet, l'àguila cuabarrada, espècie especialment carismàtica del Parc de Sant Llorenç, constitueix un cas particularment remarcable dins aquest context, que tot seguit es passa a ampliar.

### El cas de l'àguila cuabarrada

L'àguila perdiguera o cuabarrada (*Hieraetus fasciatus*) és una au rapinyaire diürna típica d'ambients mediterranis de muntanya mitjana. És una espècie catalogada com "en perill" tant a Catalunya (catalogació UICN, Unió Internacional per a la Conservació de la Natura) com a Europa (catalogació BirdLife Internacional 2004). Actualment es calcula que existeix una població

de 65 parelles a Catalunya i entre 700 i 1000 parelles a tot Europa (SIOC, Servidor d'Informació Ornitològica de Catalunya).

La seva distribució altitudinal pot anar des del nivell del mar fins a alçades de poc més de 1000m. Nidifica preferentment en zones abruptes i altes, sobretot cingleres en vessants exteriors de serralades, des d'on evita disturbis humans i albira les àrees de cacera o campeig. L'àliga caça especialment en àrees amb poca coberta vegetal, com garrigues, prats i petits conreus de secà, ja que són els hàbitats més favorables per a les seves preses preferides, el conill i en menor grau, la perdiu. (figura 2.7)



L'aguila cuabarrada (SIOC)

A Catalunya, la distribució de l'espècie presenta tres nuclis poblacionals diferenciats. El primer nucli inclou les serralades litoral i prelitoral, és el més gran i el que inclou una major densitat de l'espècie (sobretot a les terres de l'Ebre). El segon nucli es troba en el prepirineu lleidatà, especialment a la comarca de la Noguera i el tercer nucli inclou una petita població a l'Empordà (SIOC).

Es tracta d'una de les espècies d'aus més estudiades de Catalunya, sobretot gràcies al treball de l'equip de biologia de conservació de l'àliga perdiguera (Universitat de Barcelona) dirigit per Joan Real, que des de fa més de 20 anys realitza tasques de recerca, divulgació i conservació.

Als anys 70, al massís de Sant Llorenç del Munt es coneixien fins a 4 parelles d'àliga cuabarrada, constituint una de les zones amb major densitat per aquest rapinyaire d'Europa. Segurament aquesta és la raó per la qual es consideri com una de les espècies més emblemàtiques del Parc. Actualment, però, només hi resta una parella. Les raons d'aquesta davallada són varies i s'emmarquen en un context europeu de disminució significativa de la població. En les dues darreres dècades la població europea d'àliga perdiguera s'ha reduït en prop d'un 30% i a Catalunya ha passat d'unes 90 parelles a les 65 actuals (Real, 2005, en premsa).

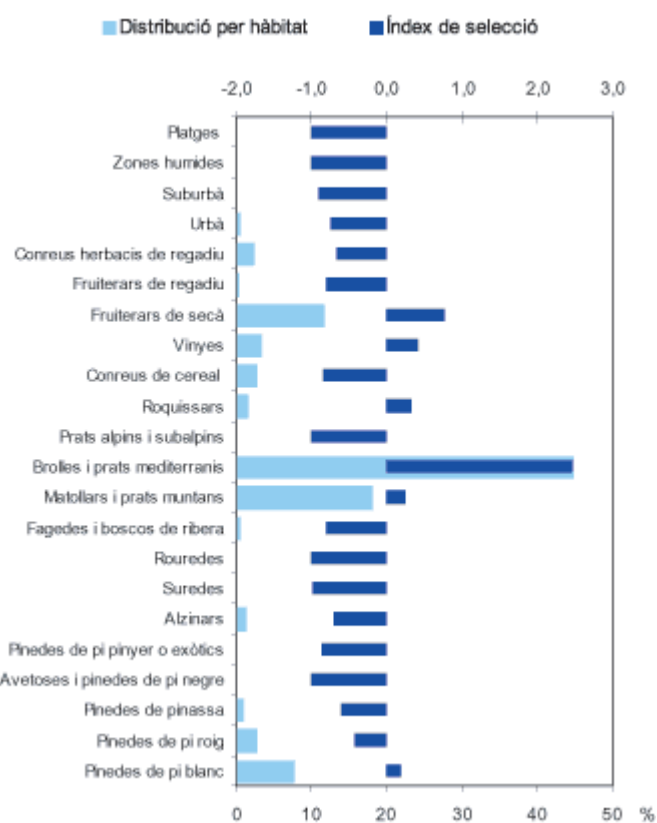


Figura 2.7: gràfic de característiques paisatgístiques. Mostra les preferències d'hàbitat de l'àliga cuabarrada a Catalunya. Les barres de distribució per hàbitat (color blau clar, unitats a l'eix de les X inferior) mostren el percentatge mitjà de cadascun dels hàbitats dins dels quadrats UTM 1x1 on s'ha detectat l'espècie. En canvi, les barres corresponents a l'índex de selecció (color blau fosc, unitats a l'eix de les X superior) mostren el quocient entre la freqüència de l'hàbitat en els quadrats on s'ha detectat l'espècie i la freqüència de l'hàbitat en el conjunt de tots els quadrats estudiats a Catalunya. (SIOC)



Si bé la principal causa d'aquesta regressió és l'elevada mortalitat dels individus adults i juvenils (en gran part per origen humà, sobretot per electrocució), la manca de preses per la pèrdua dels seus hàbitats s'atribueix com una de les causes principals pel què fa a la disminució de la productivitat de l'espècie (número de polls produïts per parella i any criats amb èxit), que impedeix mantenir les poblacions estables o creixents. La desaparició de la tercera parella del massís de Sant Llorenç l'any 1984 s'atribueix precisament a una manca continuada de preses, fet que provocava que no poguessin ous o els polls es morissin de gana (Real, 2005, en premsa). El descens de preses (conills i perdius sobretot) s'atribueix a la reducció d'espais oberts per l'abandonament de conreus i pastures (substituïts per coberta forestal) i a una inadequada gestió cinegètica.

Des de l'equip de conservació de l'àguila perdiguera es considera crucial una apropiada planificació de l'activitat agrosilvopastoral tradicional, tant a nivell del Parc de Sant Llorenç com en altres zones de Catalunya, com a eina de gestió per a la millora de l'hàbitat de la perdiu i el conill de manera que s'afavoreixi la recuperació de les seves poblacions i això faciliti a la vegada l'augment de la productivitat de l'àguila i la reocupació d'antigues àrees de campeig o cacera. De fet, recentment s'ha engegat un projecte que pretén recuperar l'àguila perdiguera a través de la millora dels hàbitats de les seves preses a la zona de la Vall d'Horta del Parc.

### **El cas dels ropalòcers o papallones diürnes**

Un altre exemple que demostra la importància dels espais oberts en espais naturals mediterranis pel què fa a la conservació de la biodiversitat és el cas dels ropalòcers o papallones diürnes. Així es manifesta en el recent "Anàlisi bioindicador dels ropalòcers en base al seguiment de la xarxa del CBMS" (Stefanescu *et al.*, 2006) pel període 1994-2005. El CBMS (*Catalan Butterfly Monitoring Scheme*) és un programa de seguiment dels ropalòcers que es va iniciar a Catalunya l'any 1994. La seva filosofia i metodologia (basades en el BMS britànic) és conèixer amb precisió els canvis d'abundància de les papallones a partir de la repetició setmanal de censos visuals al llarg de transectes fixos, per tal de relacionar-los posteriorment amb diferents factors ambientals. Dues de les estacions de seguiment (de les 68 totals) es troben al Parc de Sant Llorenç (Coll d'Estenalles i Vall d'Horta).

Els resultats apunten clarament als prats com l'hàbitat més interessant pel què fa als ropalòcers, sent els que tenen més espècies i més quantitat de papallones, així com les espècies més rares i valuoses a nivell europeu (valor SPEC més elevat). També es remarca el considerable interès que presenten els ambients agrícoles, a diferència del que es creia inicialment. En general, s'atribueix a l'abandonament de la pastura o dels prats de dall com a causa principal d'empobriment de les comunitats de papallones, amb la desaparició de riquesa i d'espècies particularment interessants a nivell de conservació a Europa. Això es deu al fet que existeix una alta concentració de papallones especialistes als prats, de manera que l'abandonament de pastures i la posterior transformació en matollar o bosc condueixen a la substitució d'unes papallones especialistes per d'altres de caràcter molt més generalista, creant un problema a nivell conservacionista evident, ja que significa una pèrdua en l'interès de la composició de les comunitats de papallones.

Les dades del CBMS confirmen també que els ropalòcers constitueixen un grup d'insectes vulnerable que actualment està patint una davallada important a tot Europa (Van Swaay i Warren, 1999, citat a Stefanescu *et al.* 2006). En aquest sentit, els ropalòcers, com a grup bioindicador de molts insectes terrestres (Thomas i Clarke, 2004, citat a Stefanescu *et al.*, 2006), assenyalarien,

juntament amb altres grups bioindicadors com els mencionats ocells, que la pèrdua de biodiversitat a Catalunya (i a la resta d'Europa), és un problema manifest.

Com en el cas dels ocells, les tendències poblacionals entre grups d'espècies de ropalòcers indicadores d'ambients diferents pel període 1994-2005 mostren diferències significatives. En tots els casos els resultats apunten que les espècies indicadores de matollars i sobretot de boscos han experimentat en la darrera dècada unes tendències positives, mentre que les indicadores dels ambients agrícoles, i sobretot, de prats, han experimentat unes tendències negatives (figura 2.8).

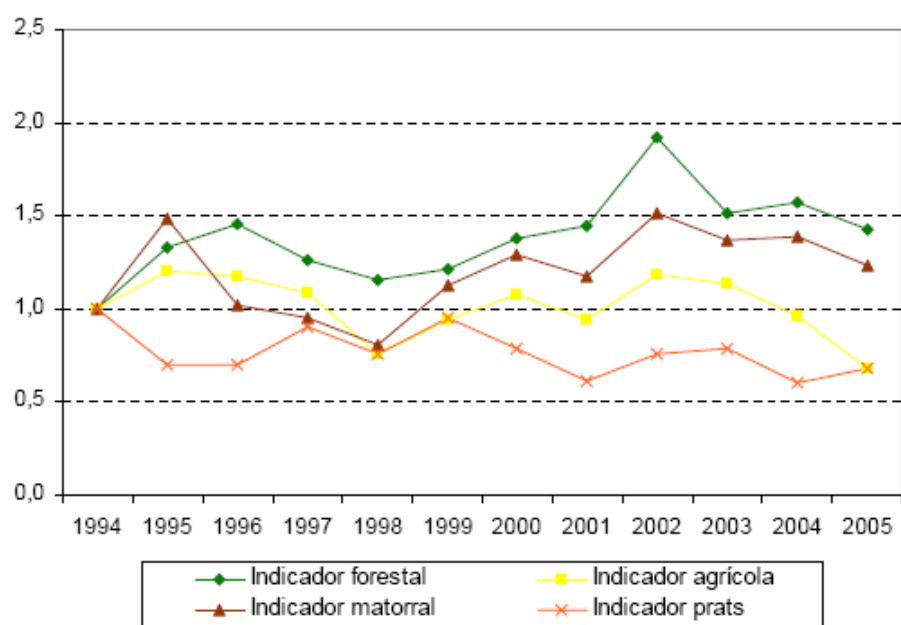


Figura 2.8: Evolució de les poblacions de ropalòcers segons hàbitat pel període 1994-2005 (Stefanescu *et al.* 2006)

La tendència clarament negativa de l'indicador de prats sembla indicar que les pastures i els prats de dall corresponen a l'hàbitat més negativament afectat per la transformació del paisatge a Catalunya, de la mateixa manera que l'augment de la massa forestal semblaria estar al darrere de l'augment significatiu de l'indicador de boscos.

Els resultats de l'estudi també deixen entreveure que les regressions poblacionals són menys acusades en espais protegits que en zones no protegides. No obstant, pel grup d'espècies indicadores de prats (el més problemàtic de cara a la conservació) aquesta tendència preliminar no seria vàlida ja que existeixen exemples contundents que mostren una forta regressió recent de les espècies de papallones indicadores d'aquest ambient dins de parcs naturals de característiques semblants a Sant Llorenç del Munt (Miralles i Stefanescu, 2004, citat a Stefanescu *et al.*, 2006).



## **3.- HIPÒTESIS I OBJECTIUS**

### **3.1.- HIPÒTESIS**

En un estudi en el qual el resultat principal és una proposta de planificació territorial difícilment es poden plantejar hipòtesis o supòsits per ser verificats en el mateix projecte. No obstant, existeixen principalment dues hipòtesis (en el seu sentit més ampli) sobre les quals s'orienta aquest estudi. La primera emergeix dels aspectes descrits en el capítol anterior, és a dir, del fet que s'hauria produït un abandonament rural en les darreres dècades en el conjunt de l'àmbit del Parc Natural de Sant Llorenç del Munt i que aquest fenomen hauria implicat una homogeneïtzació (per forestalització) del paisatge amb repercussions a nivell de risc d'incendi, biodiversitat i erosió. Si bé aquesta hipòtesi s'hauria constatat en altres estudis (e.g. Nadal, 1997), s'ha fet necessari identificar i delimitar aquest abandonament rural per poder, posteriorment, realitzar la proposta de planificació.

En segon lloc, es considera que mitjançant una planificació del mosaic agroforestal del Parc a través del manteniment i recuperació d'espais oberts agraris es podria assolir la recuperació d'aquelles espècies que hagin pogut veure's perjudicades per l'abandonament rural (incrementant així la biodiversitat general del Parc) i a més configurar una estructura paisatgística menys vulnerable als grans incendis forestals. Lògicament aquesta hipòtesi no pot ser verificada dins els límits d'aquest treball, sinó que s'hauria de validar en les properes dècades, a partir del seguiment d'espècies bioindicadores i la recurrència d'incendis, en cas que s'executessin les actuacions proposades.

Hi hauria també una tercera hipòtesi a nivell metodològic consistent en comprovar si l'aplicació d'un mètode d'integració SIG-AMC (Sistemes d'Informació Geogràfica – Avaluació Multicriteri) pot ser una eina vàlida i efectiva per arribar a la proposta de planificació tenint en compte els diferents aspectes involucrats.

### **3.2.- OBJECTIUS**

#### **3.2.1.- Objectiu general**

L'objectiu general d'aquest estudi és realitzar una proposta de planificació del mosaic agroforestal del Parc Natural de Sant Llorenç del Munt i l'Obac a través d'una prioritització dels espais oberts agraris (EOA) tant actuals com històrics que, mitjançant el seu manteniment o recuperació, garanteixin l'estructuració d'un paisatge que optimitzi la biodiversitat general (incloent l'associada als espais oberts) i llurs valors ecològics i minimitzi riscos tals com el risc de grans incendis o l'erosió.

Aquest objectiu inclou, de manera implícita i no contradictòria, la conservació del caràcter forestal del Parc, especialment dels boscos més madurs, així com de la seva biodiversitat associada. És per aquest motiu que només s'inclouen com a zones susceptibles a ser gestionades aquelles que són o hagin estat històricament d'ús agrari. Igualment, es pressuposa que el manteniment i recuperació d'EOA es gestionarà estrictament tenint en compte els criteris de conservació, control d'incendis i d'erosió que permetin la consecució dels objectius plantejats.

### 3.2.2.- Objectius específics

L'estudi contempla els següents objectius específics:

- Revisar les aproximacions conceptuals i teòriques que proveeixin models de configuració i gestió paisatgística per a l'optimització de la biodiversitat i els valors ecològics i la minimització del risc d'incendi a escala del Parc.
- Identificació, delimitació i ubicació dels EOA actuals i històrics del Parc, tant actius com abandonats.
- Identificació i breu anàlisi dels canvis de coberta que s'han produït en els EOA històrics.
- Caracterització dels EOA identificats a diferents nivells (situació i identificació administrativa, paisatge, topologia, vegetació, flora i fauna) a partir de bases cartogràfiques digitals disponibles.
- Creació d'una base de dades geogràfica (*geodatabase*) i catàleg d'EOA del Parc que inclogui els diferents atributs considerats.
- Revisar els antecedents existents en matèria d'integració SIG-AMC per tal d'efectuar la prioritització dels EOA aplicant aquesta metodologia.
- Aplicar els següents objectius com a criteris bàsics de l'AMC (ordenats segons importància):
  - Optimitzar el mosaic agroforestal del Parc.
  - Maximitzar la biodiversitat general del Parc (posant un èmfasi especial en l'àguila cuabarrada)
  - Minimitzar el risc de grans incendis forestals.
  - Minimitzar el risc de pèrdua de sòl o erosió.
- Indicar els EOA més prioritaris a ser mantinguts o recuperats.
- Suggerir propostes de gestió generals dels EOA a mantenir o recuperar.

## 4.- MARC TEÒRIC I CONCEPTUAL

### 4.1.- ECOLOGIA DEL PAISATGE

#### 4.1.1.- Breu introducció a l'ecologia del paisatge: elements i atributs

El terme paisatge, degut al seu antic origen, dóna lloc a diverses interpretacions. Es pot parlar de paisatge com a realitat percebuda (en la que s'incorporen conceptes com la bellesa, l'harmonia o la qualitat del paisatge), com a mosaic d'unitats (utilitzat per ciències amb un fort component descriptiu, com ara la geomorfologia o la geobotànica) o com a ecosistema. En aquesta última interpretació “el paisatge és concebut com una entitat funcional, un ecosistema d'escala quilomètrica. Es considera per tant que un determinat paisatge no només és format per un conjunt d'unitats distribuïdes en l'espai, sinó que aquestes unitats estan relacionades per una sèrie de fluxos (materials, energia, organismes, etc.) horitzontals entre unitats i verticals dins d'aquestes unitats. A una escala més gran, altres fluxos connecten un paisatge amb altres paisatges veïns o llunyans. Propietats físiques com ara la mida, la forma i la distribució espacial de les diverses unitats són el resultat dels processos funcionals que tenen lloc a escala de paisatge i, al mateix temps, condicionen aquests processos” (Pino i Rodà, 1999). Aquesta és la interpretació que pren l'ecologia del paisatge per desenvolupar un marc conceptual per a entendre els processos que tenen lloc a aquesta escala en el context de la ciència de la conservació i és també aquesta la interpretació que s'assumeix en aquest estudi quan se'n fa referència. L'ecologia del paisatge “considera el paisatge com una unitat funcional repetible al llarg d'un determinat territori i integrada per un conjunt d'ecosistemes interrelacionats” (González-Bernáldez, 1981; Forman i Gordon, 1986; Forman, 1995a). Aquesta disciplina s'ha centrat en l'estudi de tres grans aspectes definidors d'un paisatge: l'estructura (patrons de distribució espacial dels diversos components), la funció (els fluxos entre els components del paisatge) i la dinàmica (alteracions de l'estructura i la funció al llarg del temps) (Pino i Rodà, 1999).

L'ecologia del paisatge afronta l'estudi d'aquests aspectes del paisatge a través de la intersecció de diverses disciplines teòriques i aplicades de la biologia, la geografia i les ciències socials (figura 4.1).

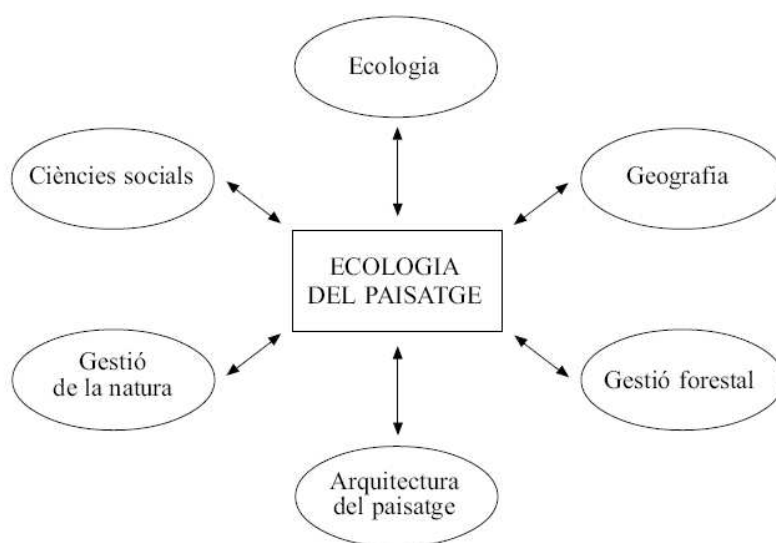


Figura 4.1: Representació de l'ecologia del paisatge com la intersecció de diverses disciplines (Pino i Rodà 1999)

Aquest enfocament interdisciplinari l'inclou en el grup de les anomenades disciplines híbrides, juntament amb l'economia ecològica, la sociologia ambiental o l'etnoecologia, entre d'altres.

Les aportacions de Forman (1995a, 1995b i 1986 juntament amb Godron) conformen les bases teòriques i principis generals d'aquesta disciplina. En general, l'ecologia del paisatge té una doble escala d'aplicació: el paisatge i la regió. Diferents paisatges s'integren en una unitat jeràrquicament superior que és la regió. La unió de totes les regions possibles ens portaria a la unitat d'ordre màxim, l'ecosfera. A nivell de paisatge, però, parlem d'ecòtops, biòtops o hàbitats com a unitats constituents. Un ecòtop seria la unitat mínima definida espacialment (i per tant cartografiable), i relativament uniforme pel que fa als processos que tenen lloc al seu interior (Pino i Rodà, 1999). Forman i Godron (1986) proposen un model de descripció del paisatge en el qual es consideren tres elements del paisatge (*landscape elements*) que corresponen a categories d'ecòtops: les tesselles (*patches*), els corredors (*corridors*) i la matriu subjacent (*matrix*). Aquest model seria aplicable també a escala regional, on parlariem de xarxes ecològiques (figura 4.2).

Una tessella o taca es definiria com una superfície amb característiques relativament homogènies i diferents de les del seu voltant. Un exemple de tessella podria ser un camp agrícola enmig d'una massa forestal. Els corredors són definits com a tesselles lineals del paisatge, i poden esdevenir hàbitats per a moltes espècies poc exigents ecològicament (espècies de marge o generalistes), conductes que canalitzen els fluxos de recursos i d'organismes, barreres o filtres quan es disposen perpendicularment a la direcció d'aquests fluxos, font d'organismes que es poden propagar a les tesselles properes o a la matriu circumdant, o fins i tot embornals (*sinks*) on es concentren els organismes provinents de la matriu o de les tesselles. Es

distingeixen tres tipus bàsics de corredor: els corredors lineals (*line corridors*, per exemple camins o marges de camps), les bandes (*strip corridors*, corredors més amples, amb un gradient de condicions ambientals des del centre del corredor cap als seus marges) i els corredors fluvials (*stream corridors*, corredors d'amplada variable, localitzats als cursos d'aigua i les seves vores). Forman (1995a) inclou també un altre element amb funcions de corredor: les passeres (*stepping stones*), que es podrien definir com corredors discontinus, formats per tesselles de paisatge similars entre si i

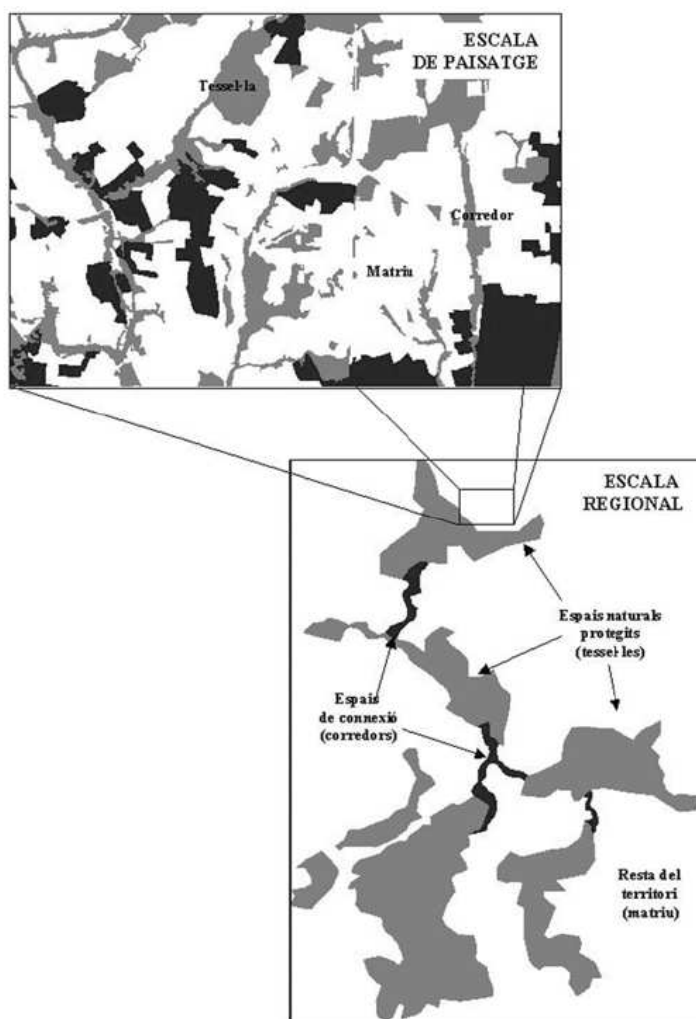


Figura 4.2: El model tessella-corredor-matriu representat a escala del paisatge i a escala regional (Pino i Rodà, 1999)

prou properes per mantenir fluxos a través de tot el conjunt. Finalment, la matriu subjacent es considera com aquella tessel·la que ocupa major superfície en el paisatge, o en casos de paisatges molt fragmentats, l'element amb un grau d'interconnexió més elevat.

Si apliquem aquest model pel cas del Parc Natural de Sant Llorenç podem reconèixer el bosc dens (o arbrat dens) com la matriu subjacent (veure mapa 6.4, capítol 6). Trobaríem varies classes de tessel·les, especialment taques més o menys extenses de matollar, i en menor mesura roquissar i conreus, entre d'altres. Pel què fa a corredors es podrien distingir corredors lineals com camins o carreteres, i corredors fluvials com els conformatos per la riera de les Arenes o el riu Ripoll. S'hauria d'avaluar la capacitat de les tessel·les prèviament mencionades per actuar com a passeres, capacitat que semblaria probable pel cas del matollar degut al nombre i proximitat de tessel·les existents, però més incerta en el cas del roquissar o els conreus. En certa manera aquest estudi pretén la configuració d'un mosaic agroforestal al Parc que afavoreixi la capacitat dels EOA per actuar com a passeres, per tal de garantir la connectivitat tant a nivell forestal com d'espais oberts.

A partir d'aquest model, s'han definit diversos atributs del paisatge, tant a nivell dels elements descrits com a nivell del paisatge en conjunt. Pel què fa al primer cas, els atributs es poden relacionar amb la capacitat d'aquestes elements del paisatge per albergar processos ecològics diversos (Forman i Godron, 1986; Forman, 1995a;1995b). Així, pel què fa a les tessel·les trobaríem atributs com la mida, la forma i nombre i disposició a l'espai; pels corredors es consideren atributs com l'amplada, curvilinearitat o presència d'interrupcions, estralls o nodes; i respecte a la matriu es pot parlar de porositat o connectància.

Aquests atributs poden estar estretament relacionats amb les funcions ecològiques que poden dur a terme els elements. Per exemple, es considera que el nombre d'espècies d'un determinat hàbitat és sovint funció creixent de la seva mida o superfície, com recull la teoria de la biogeografia insular (Mac Arthur i Wilson, 1967). Segons aquesta teoria, el nombre d'espècies d'un hàbitat aïllat (sigui per causes naturals o antròpiques) augmenta en relació directa amb la mida de l'hàbitat i en relació inversa amb la distància a d'altres hàbitats similars. La mida de la tessel·la també es relaciona amb el concepte de població mínima viable (Mefflé i Carroll, 1994), segons el qual la disminució de l'hàbitat sovint determina que les poblacions de molts organismes disminueixin per sota de la seva mida mínima viable i, consegüentment, desapareguin. La forma de les tessel·les es relaciona amb l'efecte marge: a la vora entre dos hàbitats diferents, anomenat ecotó, sovint es troba una elevada diversitat biològica, ja que hi conflueixen espècies poc exigents dels hàbitats adjacents i d'altres que exploten diversos hàbitats per a funcions biològiques diferents (cacera, reproducció, etc.). En canvi, l'interior de les tessel·les sovint és una zona de refugi on hi ha pocs intercanvis amb tessel·les adjacents i per això, és l'hàbitat de les espècies més exigents o especialistes. Aquest efecte marge i d'interior, per tant, depèn directament de la mida de la tessel·la, però també de la seva forma que considera aspectes com el perímetre, l'elongació, la convolució o l'àrea interior (Forman, 1995a). El nombre i disposició de les tessel·les també poden tenir un paper crucial, ja que els efectes negatius d'una mida petita i d'una forma poc adequada sobre el funcionament ecològic de les tessel·les es poden veure compensats si hi ha a prop un nombre prou elevat de tessel·les similars. Això porta al debat SLOSS (*Single Large or Several Small*): és millor que un hàbitat estigui concentrat en una gran tessel·la o bé que es trobi repartit en molts polígons petits? Com apunten Pino i Rodà (1999) "no hi ha una única resposta per aquesta discussió, ja que la mida, el nombre i la disposició de les tessel·les d'un determinat hàbitat afecten les diverses espècies i processos ecològics de forma diferent. Per algunes espècies

pot ser tolerable, o beneficis, que l'hàbitat que ocupen estigui disseminat en una àrea relativament gran, però, en general, com més estenoic és un organisme més dificultats té per a sobreviure en un medi fragmentat". En general, els estudis empírics suggereixen que la pèrdua d'hàbitat comporta grans i consistents efectes negatius sobre la biodiversitat. En canvi la fragmentació d'hàbitat *per se* té uns efectes molt més dèbils i que a més tan poden ser negatius com positius (Fahrig, 2003).

Aquesta discussió sobre el nombre i disposició òptims de les tessel·les d'un hàbitat determinat es recolza principalment en la teoria de les metapoblacions. "En hàbitats fragmentats, les poblacions de molts organismes, es troben dividides en subpoblacions, la relació entre les quals depèn de la distància en què es troben i dels hàbitats que les separen, però també de la capacitat de dispersió dels individus i de les seves diàspores i gàmetes. Aquestes subpoblacions constitueixen, en conjunt, una metapoblació que sovint es troba sotmesa a una dinàmica d'extincions i recolonitzacions locals en funció de les característiques de l'espècie i de l'abundància i disposició espacial dels hàbitats ocupables" (Wiens, 1997, citat a Pino i Rodà, 1999). En general, es pot afirmar que la viabilitat d'una metapoblació és més probable com més nombroses són les tessel·les ocupables i menor és la distància entre elles (tot i que sovint s'estableixen dinàmiques més complexes).

Com s'ha dit, a nivell de paisatge en conjunt també es poden extreure una sèrie d'atributs, que sovint provenen de la interacció dels atributs dels seus elements (e.g. Forman i Godron, 1986; Turner, 1989; Colville, 1995). Gran part d'aquestes atributs descriuen propietats estructurals del paisatge, per bé que també porten de forma implícita altres característiques funcionals (Pino i Rodà, 1999). Entre els més emprats trobaríem l'àrea total, el nombre de classes, nombre de tessel·les, diversitat, dominància, contagi, fragmentació, connectància o connectivitat. Aquests atributs s'expressen com a mètriques o índexs del paisatge (per exemple, l'índex de Shannon-Weaver pel cas de la diversitat) i sovint es calculen mitjançant un programari SIG especialitzat (e.g. FRAGSTATS). Els valors d'aquestes mètriques depenen en molts casos de les unitats que es consideren (usos del sòl, tipus de vegetació etc.) i de l'escala d'aplicació, però tanmateix poden ser útils per descriure l'estructura d'un paisatge i fer-ne comparacions temporals (en cas que s'hagin aplicat els mateixos criteris per a cada sèrie).

#### 4.1.2.- El model agregat amb enclavaments

Un cop hem estructurat el paisatge en els diferents elements descrits, sorgeix la qüestió de quina o quines configuracions espacials d'aquests elements poden optimitzar el manteniment dels organismes i els processos ecològics d'un territori. Com assenyalen Pino i Rodà (1999) la resposta ha estat sovint abordada de forma empírica, analitzant els paisatges amb major diversitat biològica i amb un gran nombre d'interaccions entre llurs unitats, i també mitjançant l'establiment de models de simulació. Forman (1995a, 1995b) proposa un model bàsicament conceptual, però de gran utilitat com a principi teòric per aquest cas d'estudi i en la planificació del territori en general. El model declara: "*land containing humans is best arranged ecologically by aggregating land uses, yet maintaining small patches and corridors of nature throughout developed areas, as well as outliers of human activity spatially arranged along major boundaries*". És a dir, la millor distribució espacial és aquella que agrega els diferents usos en grans tessel·les, però dins d'aquestes permet el manteniment d'enclavaments (*outliers*) d'altres usos, creant un paisatge agregat amb enclavaments (*aggregate-with-outliers*). Forman incorpora en el model set atributs ecològico-paisatgístics, que serien validats o resolts pel mateix: grans tessel·les de vegetació natural, mida de gra, propagació del risc, diversitat genètica, zones de

marge, petites tessel·les de vegetació natural i corredors. Així per exemple, les grans tessel·les (o matriu) de vegetació natural mantenen les funcions ecosistèmiques bàsiques del territori, com ara diversos processos hidrològics (e.g. protecció d'aqüífers) i gran part de les poblacions de molts organismes (sobretot espècies d'interior). Els enclavaments naturals o seminaturals (pastures, conreus etc.), en canvi, poden incloure una elevada diversitat d'espècies, permeten la creació de zones d'ecotó, poden actuar com a passeres per la dispersió d'espècies cap a altres zones, etc. A més, la distribució d'enclavaments per tot un paisatge evitaria que grans perturbacions - com per exemple un gran incendi - afectessin un tipus d'hàbitat sencer, a la vegada que es promouria la variació genètica.

Si bé aquest model seria aplicable per qualsevol paisatge, inclús a nivell urbanístic, és en un paisatge com el de Sant Llorenç on els beneficis ecològics serien més evidents. Com es pot deduir fàcilment, la imatge històrica del Parc s'adequaria molt més als postulats d'aquest model que no pas l'actual, on els enclavaments agraris han esdevingut testimonials (veure mapes capítol 6).

#### **4.1.3.- Aplicacions a la biologia de la conservació i al Parc Natural de Sant Llorenç**

Prenent l'ecologia del paisatge com a marc conceptual per comprendre el funcionament ecològic del territori en relació als atributs i a la configuració espacial dels seus elements, Pino i Rodà (1999) extreuen una sèrie de principis a considerar en la gestió i el planejament del territori a nivell de paisatge. Aquests principis són d'una gran aplicabilitat pel cas del Parc de Sant Llorenç, ja que contemplen els diferents objectius plantejats en aquest estudi. La formulació d'aquests principis i llur incidència pel cas del Parc és la següent.

##### **Mantenir l'heterogeneïtat espacial**

“Ateses les relacions existents entre diversitat d'ecosistemes i diversitat d'organismes, cal afavorir el manteniment d'un mosaic prou heterogeni d'hàbitats, sense caure, tanmateix, en una excessiva fragmentació del paisatge. En alguns espais naturals, el progressiu abandonament de les activitats tradicionals està comportant una forestalització del paisatge i una pèrdua gradual d'hàbitats oberts. En molts d'aquests espais, el manteniment d'una certa diversitat d'hàbitats passa, per tant, per evitar l'abandonament de les explotacions agrícoles, ramaderes i forestals tradicionals. Això no obstant, cal compaginar-ho amb la conservació i fins i tot la recuperació d'extensions prou significatives dels hàbitats més madurs que, com passa a l'àrea mediterrània, han esdevingut testimonials.”

Aquest és l'equilibri que es pretén assolir mitjançant la planificació en mosaic agroforestal que aquí es proposa pel Parc de Sant Llorenç, és a dir, cal afrontar el problema de la pèrdua d'espais oberts al Parc sense que això comprometi el manteniment dels hàbitats forestals més madurs. Per aquest motiu tan sols s'avalua la possibilitat de recuperar aquells espais oberts que havien estat d'ús agropecuari en algun moment del Segle XX. De la mateixa manera, aquesta premissa actua com a fre a una excessiva fragmentació del Parc que podria resultar negativa.

##### **Assumir (i mantenir) la variabilitat temporal dels sistemes ecològics**

“El règim de perturbacions que suporten els diversos ecosistemes determina l'aparició d'un patró de variabilitat temporal que, a nivell de paisatge, se suma a la variabilitat espacial existent. Cal assumir aquesta variabilitat temporal i prendre en consideració els possibles efectes de les diverses perturbacions (explotació forestal, llaurades, riuades, incendis, etc.) sobre els ecosistemes d'un territori. D'altra banda, cal tenir present que la persistència de molts ecosistemes no és

possible si no es manté el règim de perturbacions que els va originar. Aquest és el cas de molts hàbitats seminatural d'origen antròpic (guarets, pastures, deveses), la conservació dels quals esdevé un problema a causa del progressiu abandonament dels assentaments humans.”

Aquest principi evidencia la necessitat d'una gestió permanent al Parc per tal de mantenir-ne espais oberts. L'abandonament rural ha posat de relleu la importància d'aquests espais humanitzats a la muntanya mediterrània, que sense ells es pot convertir en un paisatge homogeni (fins i tot banal), poc divers i més exposat a grans incendis.

### **Considerar la mida i la distribució dels elements del paisatge**

“Cal incloure la informació aportada pels atributs dels elements del paisatge en la gestió territorial i, si cal, optimitzar l'estructura d'aquest paisatge partint d'aquesta informació. En general, cal tendir cap a un paisatge agregat amb enclavaments, concentrant els usos del sòl per tal d'aconseguir àrees homogènies extenses, que mantenen funcions ecològiques i organismes típics de l'interior de tessell·la. També cal evitar, però, una excessiva concentració d'usos del sòl que porti a una reducció de la biodiversitat i a la simplificació excessiva del paisatge, com s'ha esdevingut a moltes àrees agrícoles de resultes de la concentració parcel·l·ària. Fins i tot a les grans tessell·les del paisatge és important mantenir-hi enclavaments, com ara àrees agrícoles enmig de grans extensions de bosc, o hàbitats naturals enmig de zones cultivades. Aquests hàbitats introdueixen ecotons al paisatge i permeten augmentar localment la diversitat d'organismes.”

Aquest és el model de paisatge que es proposa pel Parc: una matriu forestal amb enclavaments agropecuaris escampats més o menys uniformement arreu de manera que conformin hàbitats oberts i zones ecotòniques. Aquesta estructura ha de poder satisfer els objectius de conservació del Parc, tant pel què fa a espècies forestals com espècies d'espais oberts i d'ecotó. A més, ha de permetre que el Parc sigui menys vulnerable als grans incendis forestals.

### **Afavorir la connectància i la connectivitat**

“La persistència de les poblacions de molts organismes exigeix el manteniment de la continuïtat dels diversos elements del paisatge. Cal potenciar, per exemple, l'existència d'una xarxa d'elements lineals (tanques verdes, corredor fluvials, etc.) que connecti els fragments de bosc que romanen als paisatges dominats per una matriu agrícola. Aquests elements, a banda de mantenir la permeabilitat del paisatge, constitueixen ecotons on s'incrementa la biodiversitat. Al contrari, cal vigilar la disposició espacial de diversos usos del sòl, en particular de les infraestructures viàries, que poden suposar barreres a fluxos de materials i d'organismes. Sempre que es pugui cal evitar la instal·lació d'aquestes obres de forma perpendicular a la direcció dels fluxos principals i, si això no és possible, cal buscar solucions que minimitzin el problema, com ara instal·lar passos de fauna de mida i disposició adequades. D'altra banda, s'ha de tenir present que la continuïtat física dels hàbitats (connectància) és un factor necessari però no suficient per al bon funcionament ecològic del paisatge, ja que no assegura per si sola el manteniment de les interrelacions entre els hàbitats connectats.”

El mosaic agroforestal plantejat no preveu en cap cas trencar la connectància forestal del Parc. Sobre la proposta final d'EOA a mantenir o recuperar s'hauria d'avaluar el seu grau de connectivitat (capacitat com a passeres), per tal de detectar possibles espais massa aïllats. També s'hauria d'avaluar l'efecte barrera de les infraestructures presents al Parc. En qualsevol cas, aquests aspectes formarien part d'un altre estudi.



### **Prioritzar la preservació de processos**

“El progressiu coneixement del funcionament dels sistemes naturals ha portat a considerar la conservació dels processos per sobre de la de determinades espècies. La preservació del màxim de diversitat biològica entronca amb aquest canvi de pensament, ja que pretén la conservació dels actors que duen a terme aquests processos, dins i entre ecosistemes. Això no obstant, convé compaginar la preservació de la biodiversitat en conjunt amb la protecció de determinades espècies. Algunes d'aquestes espècies, particularment carismàtiques, podrien afavorir un creixent interès del públic per a protegir determinats indrets i, de retruc, això repercutiria en la conservació del conjunt d'ecosistemes del territori.”

Aquest principi resulta també especialment vàlid pel cas de Sant Llorenç. El mosaic agroforestal proposat pretén maximitzar la biodiversitat en general en el sí del Parc, i per tant els processos ecològics implicats. Tanmateix, es tindrà una especial atenció per l'àguila cuabarrada, espècie emblemàtica del Parc i fortament amenaçada, la conservació i expansió de la qual hauria de servir com a vara de mesura per valorar l'èxit d'aquesta planificació. La persistència d'aquesta espècie resulta indispensable pels propis objectius conservacionistes i recreacionals del Parc, però a més, podria afavorir la protecció d'àrees circumdants.

## **4.2.- UN NOU PARADIGMA DE GESTIÓ DEL RISC D'INCENDI FORESTAL**

Plana dins Plana, E. (ed.) (2004) afirma que els principals plantejaments per a afrontar la problemàtica dels incendis forestals es poden emmarcar en tres tipus d'escenaris o paradigmes conceptuals (veure també taula 4.1):

### **Escenari d'extinció**

“Basat en la detecció immediata i supressió del foc. Es fonamenta en enfortir el sistema d'extinció, tant des del punt de vista dels mitjans com tecnològic (per exemple, detecció de punts calents via satèl·lit).”

### **Escenari de prevenció d'incendis (o reactiva)**

“Es basa en el desenvolupament d'infraestructures de protecció (punts d'aigua, camins,...) i l'aplicació de la silvicultura preventiva (línies i faixes tallafoc, cremes controlades) en zones planificades. S'acompanya amb mesures legislatives per a disminuir el risc d'ignicions. Contraresta les limitacions dels mitjans d'extinció front als grans incendis, al intentar compartimentar el territori en unitats gestionables o actuar sobre el comportament del foc disminuint la seva virulència. A través de les mesures de prevenció, intenta substituir l'efecte modulador de l'activitat agrària en el territori i aconseguir disminuir relativament el grau de vulnerabilitat del territori.”

### **Escenari de gestió del territori (o prevenció proactiva)**

“Basat en la disminució de les càrregues de combustible a través de promoure les activitats agroramaderes i forestals, en el marc del desenvolupament rural. Disminueix la vulnerabilitat del territori de forma sostenible en el temps, al incidir sobre les seves causes estructurals i basar-se en el teixit socioeconòmic present. És l'escenari que implica una major coordinació institucional amb els agents socials implicats i que suposa obtenir uns resultats a llarg termini.”

| Escenari                     | Principal característica   | Concepció   | Efecte sobre la massa forestal              | Efectivitat                     | Resultat temporal | Opcions de finançament  | Administració afectada                         |
|------------------------------|--|---|---|---------------------------------|-------------------|---|--|
| <b>Extinció</b>              | Detecció immediata i supressió foc   | El foc com una amenaça  | Antropogèniques inestables                  | Limitada Paradoxa de l'extinció | Curt termini      | Pressupost disponible (fins quant?)   | DI   |
| <b>Prevenició d'incendis</b> | Prevenició d'ignicions i compartimentar el territori. Infraestructures recolzament | El foc com una amenaça  | Antropogèniques inestables Compartimentació | Limitada Paradoxa de l'extinció | Curt mig termini  | Pressupost possible (fins quant?)   | DMAH   |
| <b>Gestió del territori</b>  | Gestió del combustible sobre el territori Desenvolupament rural                    | El foc com un element natural. Els boscos com a infraestructura de país | Antropogèniques estables                    | Elevada                         | Mig llarg termini | Dificultat de finançament. Fons finalistes i discurs de les externalitats com a opcions | DMAH, DARP, DPTOP (altres: turisme, comerç,..) |

Taula 4.1: Caracterització dels diferents escenaris de gestió del risc d'incendi. (Plana, dins Plana, E. (ed.), 2004)

Com assenyalava Plana, dins Plana, E. (ed.) (2004), “actualment, les polítiques de gestió del risc acostumen a integrar els dos primers escenaris, cas de l'INFOCAT i el Foc Verd II a Catalunya, però no creen cap vincle formal amb la planificació agrària. Es tracta de les opcions de major rendibilitat política donat que els seus resultats són constatables a curt termini, és fàcilment assimilable per la societat i no necessita la coordinació de masses parts”. Plana creu que “la qüestió rau en veure quina és la combinació més desitjable en termes de reducció del risc, des d'una perspectiva de sostenibilitat social, econòmica i ecològica (i, per tant, considerant tant els elements crematístics com aquells no commensurables)”. Segons aquest autor, “la política centrada en la detecció i extinció immediata (escenari d'extinció) es veu sobrepassada en ambients de foc crítics i afavoreix la paradoxa de l'extinció” (segons la qual l'èxit en l'extinció de molts incendis afavoreix l'acumulació de combustibles al bosc i augmenta el risc de grans incendis). “Les mesures de prevenció reactiva tenen una efectivitat limitada i un elevat cost d'execució i manteniment al estar desvinculades dels factors intrínsecs que modulen el paisatge. En canvi, aparentment, dinamitzar les activitats agràries vinculades a la modulació del paisatge disminueix la vulnerabilitat de forma més sostenible en el temps, ofereix majors beneficis socials i aporta gran nombre de beneficis indirectes des de la perspectiva, per exemple, de la qualitat del paisatge (i les activitats econòmiques vinculades al mateix)”.

Altres autors (veure Cerdan, dins Plana, E. (ed.), 2004) coincideixen amb aquest últim plantejament i l'anomenen “paradigma preventiu”, subratllant igualment la necessitat de promoure la pervivència sostenible de les àrees rurals per a la gestió del foc i posant l'èmfasi també en les oportunitats que aquest model brinda per una participació pública significativa.

El Parc de Sant Llorenç, afectat recurrentment per incendis forestals amb algun episodi de gran incidència com el GIF de 2003, podria veure's altament beneficiat per aquest nou plantejament. A més, aquest seria plenament integrable en el model agregat amb enclavaments, que, en aquest cas, afegiria una menor vulnerabilitat estructural als grans incendis en el conjunt de beneficis descrits.

## 5.- METODOLOGIA GENERAL

La metodologia general d'aquest estudi inclou, òbviament, una recerca bibliogràfica, que respon principalment a tres finalitats: primerament, a la descripció de l'àmbit d'estudi i la justificació del treball (capítol 2), en segon lloc a la introducció d'un marc conceptual que contextualitzi des del punt de vista teòric la proposta de planificació (capítol 4), i finalment als antecedents i mètodes de la integració SIG-AMC (capítol 8). La recerca ha implicat la consulta de llibres de referència (sobretot d'ecologia del paisatge i de SIG-Avaluació Multicriteri), articles científics i estudis específics del Parc disponibles a la biblioteca de l'oficina situada a la Mata. Com s'esmenta al capítol 6, també s'ha efectuat un breu treball de camp com a suport a la fotointerpretació d'EOA.

Tanmateix, el procés metodològic dels tres capítols següents (6, 7 i 8) es fonamenta en el treball cartogràfic basat en l'ús de la tecnologia SIG (Sistemes d'Informació Geogràfica).

Un SIG normalment s'entén com un software o programa informàtic que permet treballar amb informació georreferenciada. No obstant, en una visió més àmplia, un SIG es definiria com "un sistema d'informació que consta de maquinari, programari i que compta amb procediments propis de captura d'informació, tractament i anàlisi de dades georeferenciades i representació gràfica d'aquestes a fi de solucionar problemes relacionats amb la gestió i planificació del territori. El sistema és un tot conjunt: dades, eines, aplicacions i usuaris capaços de definir l'organització de la informació i clarificar l'objectiu final" (Garcia-Almirall, 2004).

En aquest sentit, la tecnologia SIG esdevé la millor eina per a l'assoliment dels objectius plantejats, que impliquen la captura d'informació (identificació i delimitació d'EOA, capítol 6), el tractament i emmagatzematge d'informació temàtica espacial (caracterització i catàleg dels EOA, capítol 7) i l'anàlisi i combinació de les dades que, juntament amb la metodologia AMC, serveixen per arribar a la proposta de planificació (capítol 8). També caldria afegir, a nivell de resultats, la utilitat que ofereix un SIG per a la representació cartogràfica en cadascun d'aquests capítols.

La decisió d'incloure en la proposta de planificació només aquells espais que són o havien estat (almenys perceptiblement el 1956) d'ús agrari condiona, en certa manera, tot aquest treball cartogràfic. Aquesta opció inclina l'estudi cap a l'ús d'un model i estructura de dades principalment vectorial, basat en la representació de la realitat a través d'"entitats espacials" (punts, línies i polígons), diferenciat del model ràster, en el qual la representació es basa en un conjunt d'unitats espacials, les cel·les o píxels (figura 5.1).

El model vectorial permet que la fotointerpretació d'ortofotos pugui ser plasmada digitalment en forma d'un vector en el que cada polígon representa un EOA i conforma una entitat geogràfica individualitzada. El vector incorpora una taula de dades associada

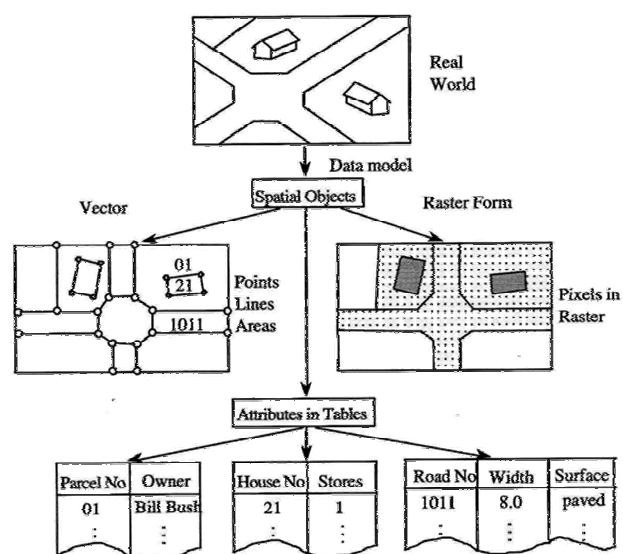


Figura 5.1: representació en format vectorial i ràster (Garcia-Almirall, 2004)

que contindrà els diferents atributs referents a cada EOA provinents de bases o capes cartogràfiques temàtiques, ja siguin en format vectorial o ràster. La transferència dels atributs d'aquestes bases al vector d'EOA s'efectua, generalment, mitjançant una combinació analítica de capes (com es detallarà al capítol 7 per a cada cas). La geometria de les entitats geogràfiques (els polígons que representen els EOA) cal que resti inalterada; per tant, la combinació analítica consisteix, quan la capa temàtica és un ràster quantitatiu continu, en calcular el valor mitjà dels píxels del ràster dins de cada polígon i transferir-lo al registre corresponent de la taula d'atributs del vector d'EOA. En casos de capes categòriques es transfereix com atribut la categoria majoritàriament present en el polígon.

Aquest procediment permet obtenir un catàleg d'EOA del Parc (veure subcapítol 7.3.2) que caracteritzi cada espai segons els diferents atributs considerats. A nivell de la integració SIG-AMC permet operar directament amb la taula d'atributs del vector d'EOA, considerant cadascun dels polígons com un alternativa a avaluar (capítol 8).

La major part de les operacions SIG s'han efectuat mitjançant el programari ArcGIS 9.1, que també s'ha emprat per estructurar la base de dades que inclou les diferents capes (format MDB d'ArcGIS) i per a les representacions cartogràfiques. També s'ha fet ús d'altres programes per algunes operacions concretes o per conversions entre formats, com Miramon 5, TNT mips 7.1, SAGA 2.0 o el paquet estadístic "R" (R Development Core Team, 2007). En qualsevol cas, durant les descripcions metodològiques dels capítols següents s'ha intentat evitar detallar en excés els procediments informàtics realitzats, per a no sobrecarregar el text amb tecnicismes de cada software que, a més, tampoc són necessaris per a la comprensió del mateix.

També cal afegir que l'accés a bases cartogràfiques digitals de caràcter temàtic, en alguns casos provinents de servidors públics (ICC, DMAH) i altres de restringits (SITXELL, Sistema d'Informació Territorial de la Xarxa d'Espais Lliures, de la Diputació de Barcelona) ha estat crucial per abordar la proposta de planificació des dels diferents aspectes que es requerien. En tots els casos s'ha treballat en un sistema de referència UTM (fus 31) amb el datum Europeu 1950. Les metadades de les principals bases cartogràfiques utilitzades s'adjunten a l'annex.

## **6.- IDENTIFICACIÓ I DELIMITACIÓ D'ESPAIS OBERTS AGRARIS ACTUALS I HISTÒRICS**

### **6.1.- EL CONCEPTE D'ESPAI OBERT AGRARI**

No existeix una acceptació general i ben definida sobre el concepte d'espai obert o hàbitat obert. La *British National Vegetation Classification* (el sistema de classificació dels tipus d'hàbitats naturals del Regne Unit) agrupa 42 comunitats vegetals, majoritàriament herbàcies, sota la categoria d'*open habitat communities* (comunitats d'hàbitats oberts). Des del Departament de Medi Ambient i Habitatge de Catalunya (DMAH) s'atribueix l'adjectiu "obert", en el context del glossari d'hàbitats, com aquella "vegetació no contínua, en què hi ha, entre clapes contigües, espais descoberts no pas més extensos que aquelles". En general, es consideren espais o hàbitats oberts (terrestres) aquells que estan desproveïts de vegetació (per exemple, zones de roquissar) o quan la vegetació present és baixa, generalment herbàcia (per exemple, prats). També es relaciona, però, l'hàbitat obert amb la densitat de vegetació. Així, una bosquina o matollar poc dens o una devesa podrien considerar-se també hàbitats oberts. L'espai obert agrari (EOA), per tant, seria l'aplicació d'aquesta definició per les cobertes vegetals d'ús agropecuari i inclouria bàsicament els conreus herbacis i les pastures, tot i que tampoc es podrien descartar explotacions agrícoles arbrades extensives (com l'oliverar per exemple).

### **6.2.- PROCÉS METODOLÒGIC**

La metodologia per a la delimitació i identificació d'EOA actuals i històrics al Parc Natural de Sant Llorenç del Munt amb el detall i qualitat que requeria l'estudi s'ha basat principalment en la fotointerpretació d'ortofotografies.

En el cas dels EOA històrics s'ha emprat la sèrie de fotografies aèries de 1956, coneguda com a vol americà. Es tracta de la primera sèrie fotogràfica aèria que cobreix l'àrea d'estudi. El procés d'escaneig i ortorectificació de les fotografies corresponents a l'àrea del Parc no ha estat necessari ja que el CREA (Centre de Recerca Ecològica i Aplicacions Forestals) ha proporcionat les imatges ja processades (en total són 13). Es tracta d'ortofotos en format TIFF d'un metre de resolució i una escala aproximada 1:10000.

Pels EOA actuals s'ha utilitzat la sèrie d'ortofotografies més recent que proveeix l'ICC (Institut Cartogràfic de Catalunya) que per l'àrea del Parc correspon al vol fotogramètric realitzat el mes de juny de 2004. Són imatges proporcionades en format MrSID de mig metre de resolució i una escala 1:5000 (es poden trobar les especificacions tècniques d'aquest producte a la pàgina web de l'ICC).

A partir de la fotointerpretació d'aquestes ortofotos s'ha generat una capa vectorial de polígons mitjançant el programari ArcGIS 9.1 per a cada sèrie temporal, delimitant els diferents EOA identificats i classificant-los entre EOA actius i EOA abandonats.

Degut a la dificultat que suposa en alguns casos identificar per fotointerpretació l'estat d'un EOA entre actiu i abandonat o simplement distingir entre un EOA abandonat i un altre tipus de coberta oberta com, per exemple, el matollar (sobretot en el cas de les ortofotos de 1956, de menor resolució i qualitat) s'han consultat altres bases cartogràfiques i estudis sobre el Parc, així com un breu treball de camp de verificació per alguns EOA, com a suport i validació de la fotointerpretació. Concretament es van fer dues sortides amb un dels guardes del Parc, en les que

es va comprovar especialment l'estat dels EOA de La Mata, Les Grauetes, Les Boades, Les Cases, Els Hostalets del Daví i La Vall. Certament es podrien haver utilitzat altres mètodes com el cadastre, la consulta de fonts històriques o inclús l'entrevista amb persones de l'àrea per determinar de forma més acurada l'ús agropecuari del Parc el 1956. No obstant, es tracta de mètodes que requereixen una alta inversió en temps i són més adequats per realitzar estudis de caire marcadament històric.

El treball de recerca de Nadal (1997) conté mapes que mostren el procés d'abandonament dels camps de conreu al Parc (pels límits antics del PEIN, Pla d'Espais d'Interès Natural) des de 1956. Ha estat un bon suport per delimitar aquells polígons que presentaven més dubtes, especialment en el cas de EOA abandonats.

Pels EOA actuals, encara que la fotointerpretació és més fàcil gràcies a l'alta resolució i qualitat de les ortofotos 1:5000, s'han consultat els fulls corresponents al Parc del Mapa Topogràfic 1:5000 (vectorial i ràster) de l'ICC i el Mapa de Cobertes del Sòl de Catalunya (MCSC) 2<sup>a</sup> edició (2000-2003) del CREA (en vectorial) per verificar algunes delimitacions.

És important destacar que, tant en la situació de 1956 com l'actual, s'han considerat com a EOA abandonats aquells que mostraven signes aparents d'un ús recent agropecuari. Tanmateix, per aquest tipus de cobertes, la fotointerpretació pot induir a errors, especialment en un paisatge com el del Parc de Sant Llorenç, amb una topografia molt abrupte i una elevada heterogeneïtat de cobertes (molts afloraments rocosos, zones cremades, matollar etc...). A més, també existeix el problema de fins quin estat es considera una coberta com a conreu o pastura abandonada recent i passa a matollar o herbassar, que en molts casos varia segons la persona que fotointerpreta o els objectius del projecte. En aquest estudi es busca especialment aquest tipus de cobertes, cosa que explicaria la notable diferència entre l'àrea digitalitzada del MCSC com a EOA abandonat recent i la digitalització pròpia, diferència que és molt menor en el cas d'EOA actius, on la interpretació dóna lloc a molts menys dubtes (figura 6.1.)

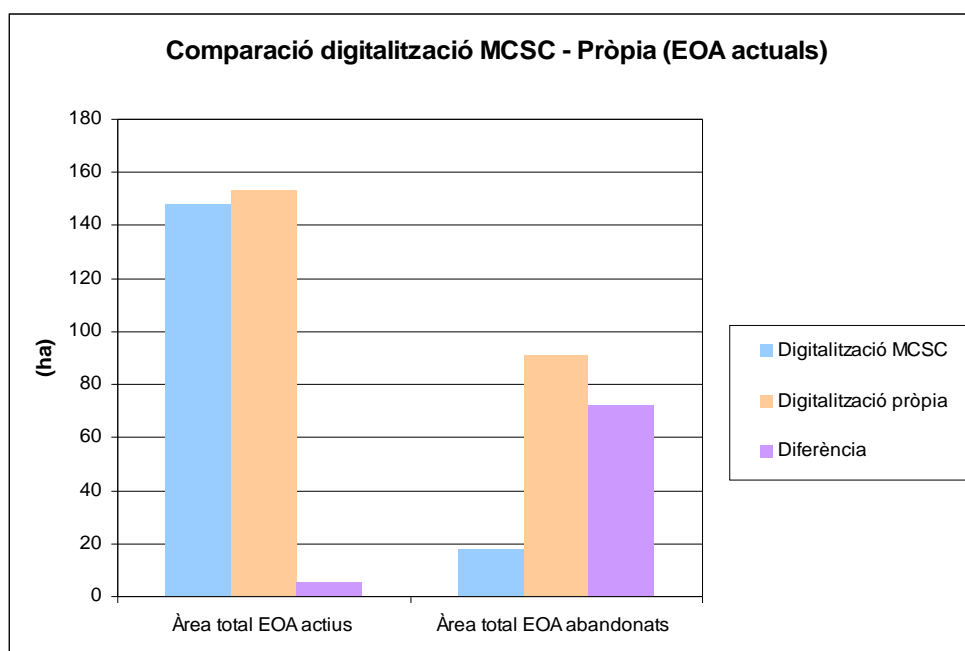


Figura 6.1: Gràfic de comparació entre la digitalització d'EOA del MCSC 2<sup>a</sup> edició i la pròpia.

El fet de disposar d'una capa històrica d'EOA suposa un avantatge a l'hora d'identificar EOA actuals abandonats, ja que en cas de dubte es pot consultar quin era el seu estat el 1956. Seria doncs, la delimitació dels EOA abandonats el 1956 la que garantiria un menor grau de fiabilitat,

tant per la ja mencionada baixa qualitat de les ortofotografies, com per l'inexistència de sèries temporals anteriors. Tanmateix aquest possible error es veu relativitzat pels objectius de l'estudi, que no es centren en avaluar els canvis de cobertes que s'han esdevingut al Parc, sinó en considerar els EOA històrics com un criteri limitant a l'hora de planificar el mosaic agroforestal.

### 6.3.- RESULTATS

Un cop identificats i delimitats els EOA històrics i actuals del Parc els resultats corroboren el procés d'abandonament d'activitats agràries esdevingut al llarg de la segona meitat del Segle XX que ja indiquen altres estudis anteriors (e.g. Nadal, 1997). Tal com mostra la taula 6.1, el percentatge de pèrdua de superfície agropecuària activa si es tenen en compte els EOA actius i abandonats de l'any 1956 seria de més del 85% (diferència entre els EOA totals de 1956 i els actius de 2004).

|                             | Àrea (ha.)     | Nº polígons | % sobre el total del Parc | % sobre la superfície d'EOA el 1956 |
|-----------------------------|----------------|-------------|---------------------------|-------------------------------------|
| EOA abandonats 1956         | 308,49         | 36          | 2,25                      | 29,63                               |
| EOA actius 1956             | 732,66         | 117         | 5,35                      | 70,37                               |
| <b>EOA històrics (1956)</b> | <b>1041,15</b> | <b>153</b>  | <b>7,60</b>               | <b>100,00</b>                       |
| EOA abandonats 2004         | 90,78          | 56          | 0,66                      | 8,72                                |
| EOA actius 2004             | 153,61         | 127         | 1,12                      | 14,75                               |
| <b>EOA actuals (2004)</b>   | <b>244,39</b>  | <b>183</b>  | <b>1,78</b>               | <b>23,47</b>                        |

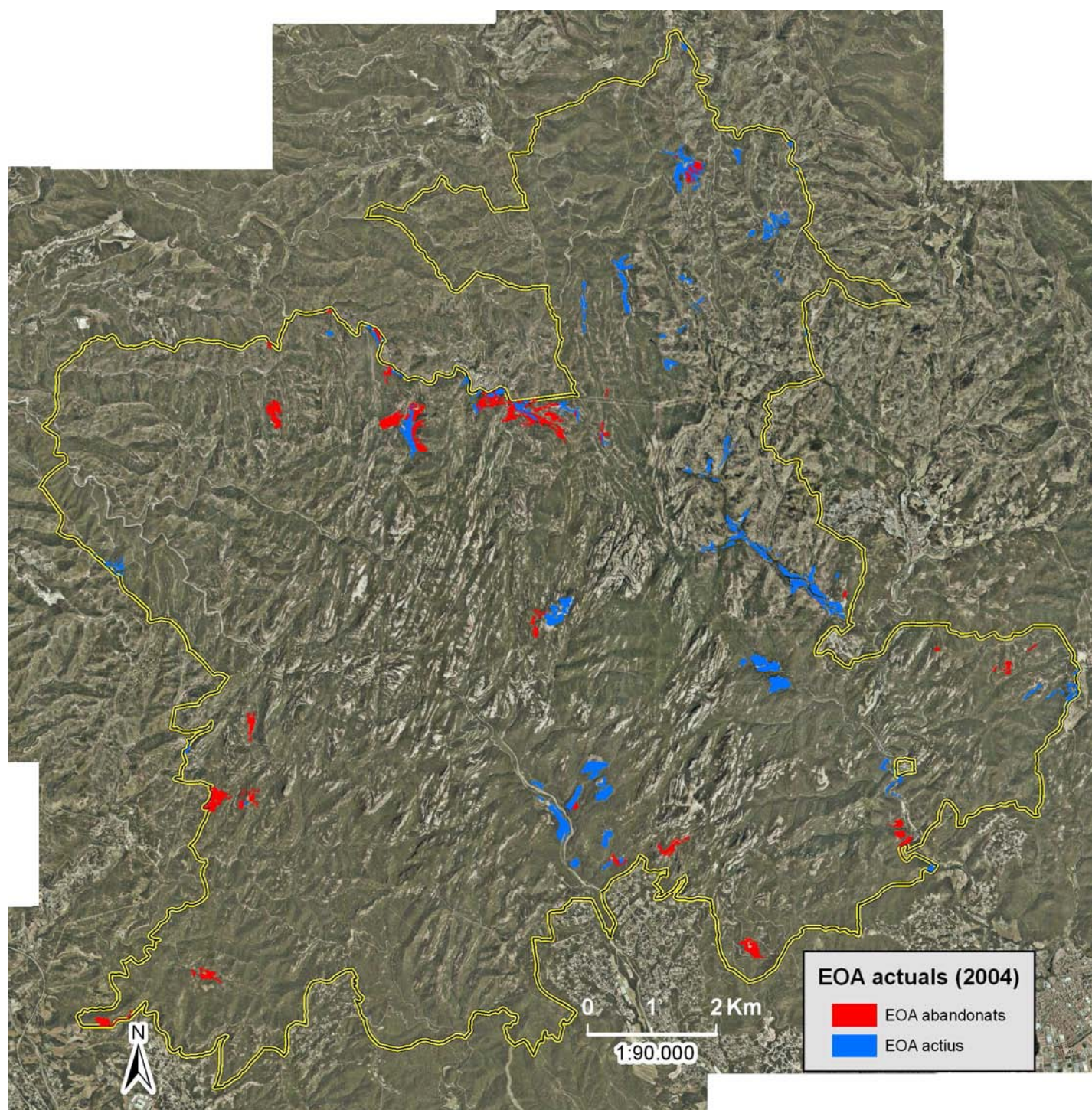
Taula 6.1: Diferències quantitatives entre la situació de 1956 i l'actual pel què fa als EOA del Parc.

És important destacar la presència gairebé residual que suposen els EOA actius actualment al Parc (poc més d'un 1% del total del Parc), tot i que havien arribat a representar un 7,6% de la superfície total i previsiblement més durant el segle XIX. També s'observa una clar procés de fragmentació (*per se*) de la superfície agropecuària, ja que el nombre de polígons dels EOA actuals és major que els de 1956 malgrat ocupar una superfície molt menor. Aquest fet seria el resultat de l'abandonament de les parts menys productives o que impliquen més esforç de les explotacions més extenses, que d'aquesta manera quedarien dividides.

Els mapes 6.1 i 6.2 mostren la delimitació dels EOA actius i abandonats per a cada sèrie temporal (1956 i 2004 respectivament) sobre les corresponents ortofotos emprades per a la fotointerpretació.

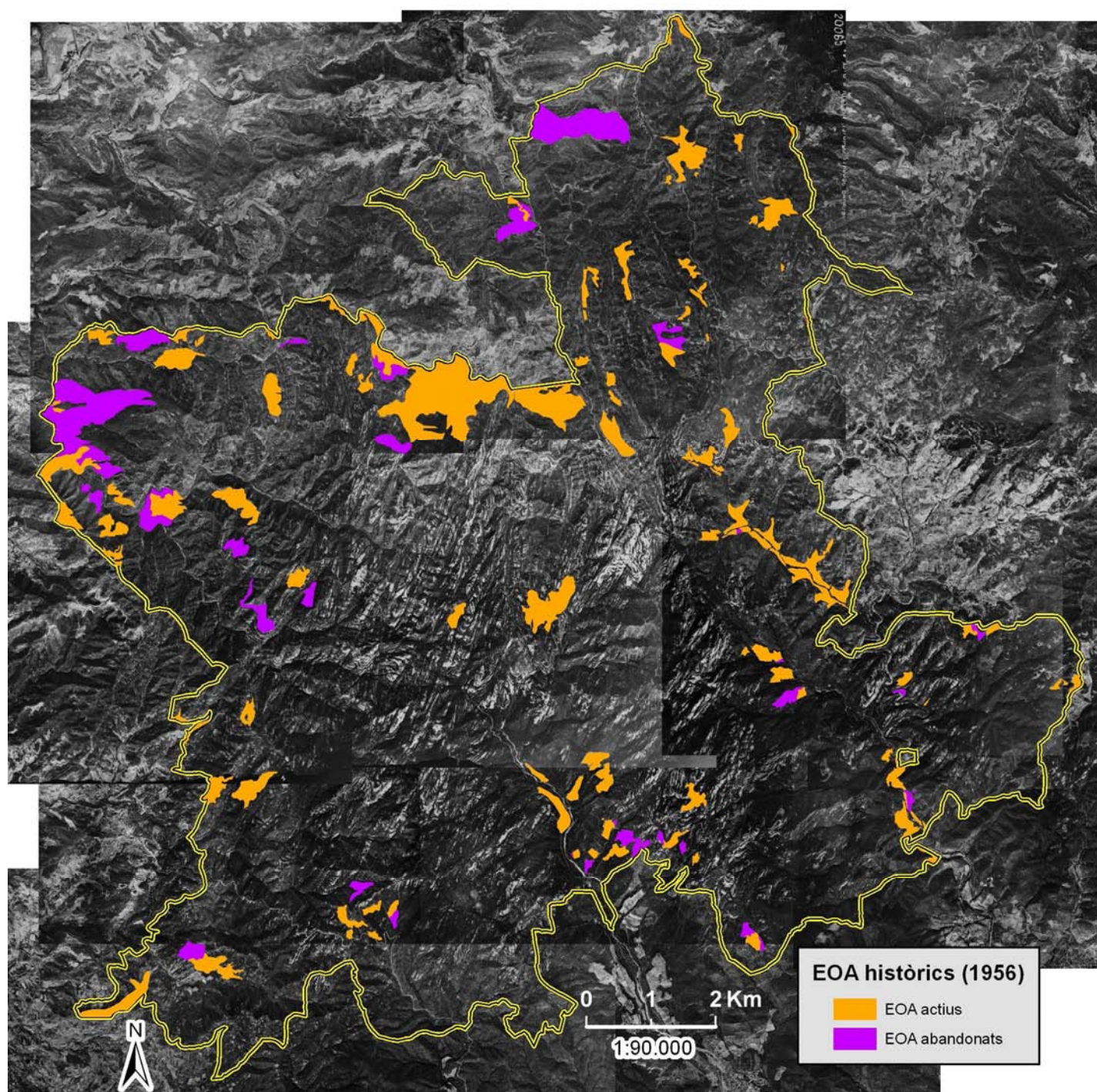
El mapa 6.3 representa la superposició vectorial dels dos mapes anteriors. De fet, aquest mapa és una mostra del procés d'abandonament agropecuari esdevingut al Parc, incloent el romanent actiu encara present i els diferents estadis d'abandonament, des del més recent fins el que encara era apreciable el 1956. Aquest és el vector sobre el que es treballarà en posteriors capítols ja que conforme l'espai del Parc susceptible a ser intervingut, és a dir, sobre els polígons (EOA) del qual es valorarà la conveniència de que siguin mantinguts o recuperats en termes d'ús agrari. Es tracta d'una capa vectorial amb 398 polígons (prèvia eliminació de micropolígons producte de la superposició) categoritzats segons aquest grau d'abandonament: EOA actius actuals, abandonats actuals, actius el 1956 i abandonats el 1956.





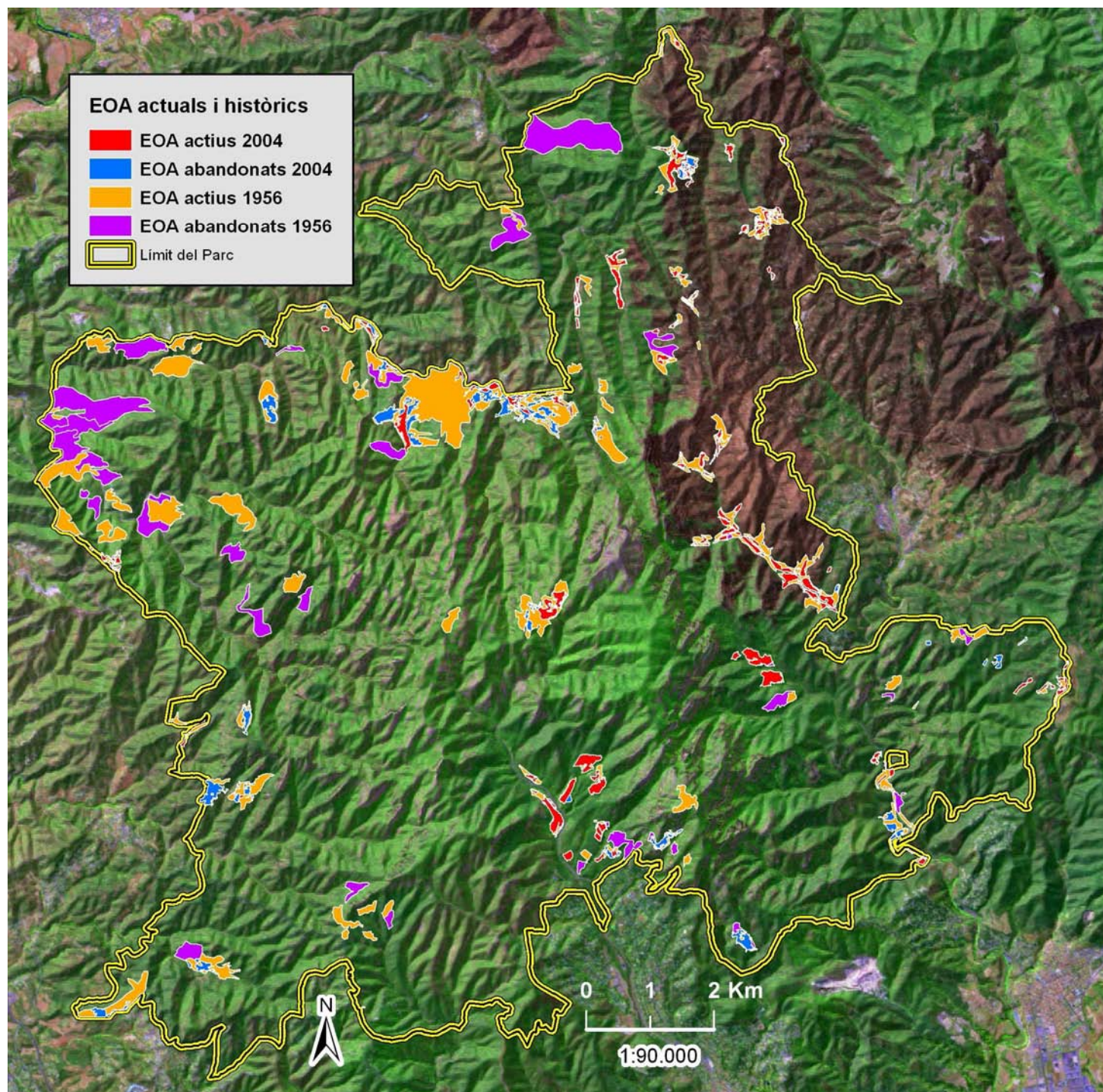
Mapa 6.1: Delimitació d'EOA actuals (actius i abandonats recents) del Parc sobre les ortofotografies de 2004.





Mapa 6.2: Delimitació d'EOA històrics (actius i abandonats recents) del Parc sobre les ortofotografies de 1956.





Mapa 6.3: Delimitació d'EOA actuals i històrics (actius i abandonats) sobre imatge SPOT de 2003 i model d'ombres.

## 6.4.- CANVIS DE COBERTA EN ELS EOA HISTÒRICS

Un cop realitzada la identificació i delimitació dels EOA s'ha volgut observar també l'evolució que han sofert els EOA històrics pel què fa a canvis de coberta. Com ja s'ha comentat anteriorment, l'objectiu no consisteix en analitzar els canvis de cobertes per tal d'extreure'n conclusions pel què fa a possibles dinàmiques de paisatge, ja que per això fora necessari tenir en compte el conjunt de cobertes del Parc i segurament un major número de sèries temporals. En aquest cas, el que es pretén és veure quins canvis de coberta s'han esdevingut en els EOA de 1956 que ja no tenen un ús agropecuari, partint del fet que s'ha produït un important procés d'abandonament d'aquests espais. Les noves cobertes poden ser rellevants en cas de possibles actuacions de recuperació i alhora assenyalen les tendències predominants pel què fa a la successió vegetal post-abandonament en el context del Parc.

Per a aquest propòsit s'ha realitzat una superposició vectorial entre la delimitació dels EOA històrics i el MCSC 2<sup>a</sup> edició (modificat per tal d'incloure el Gran Incendi Forestal, GIF, de 2003 i les correccions sobretot a nivell d'EOA abandonats comentades anteriorment). Les següents figures 6.2 i 6.3 i mapa 6.4 representen els canvis detectats.

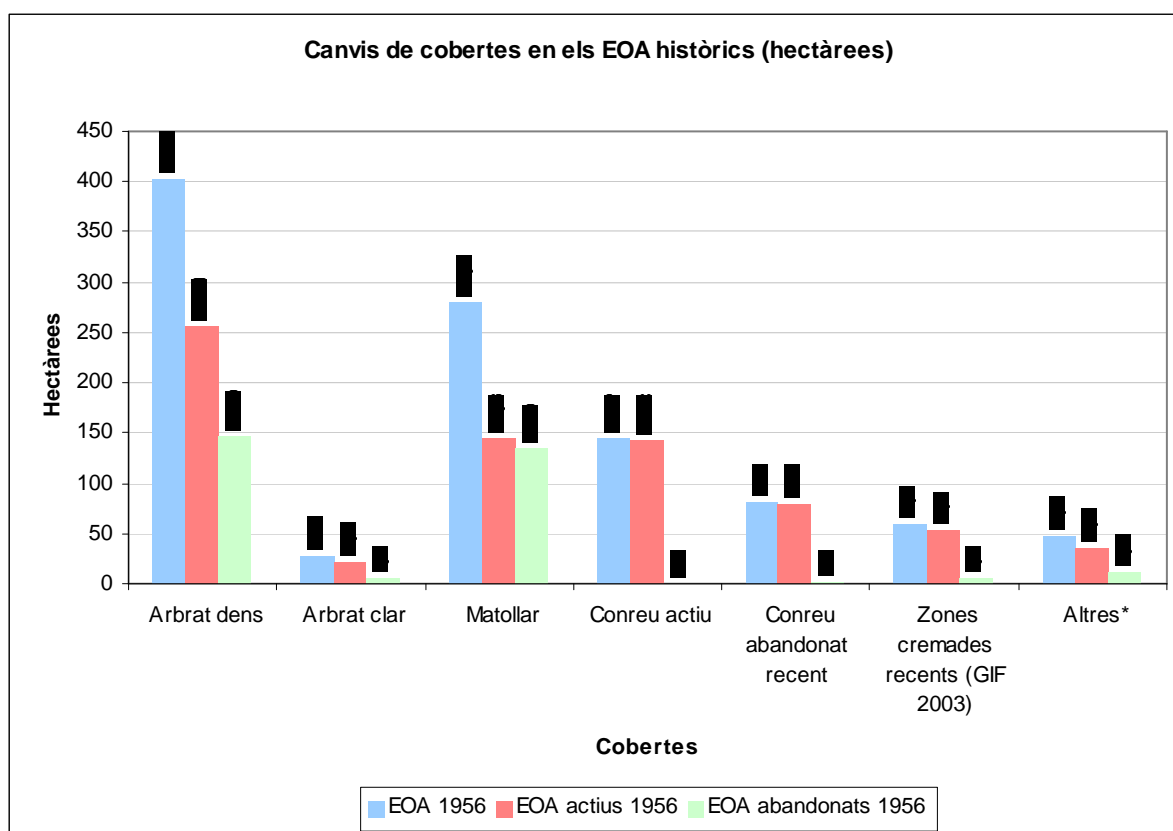
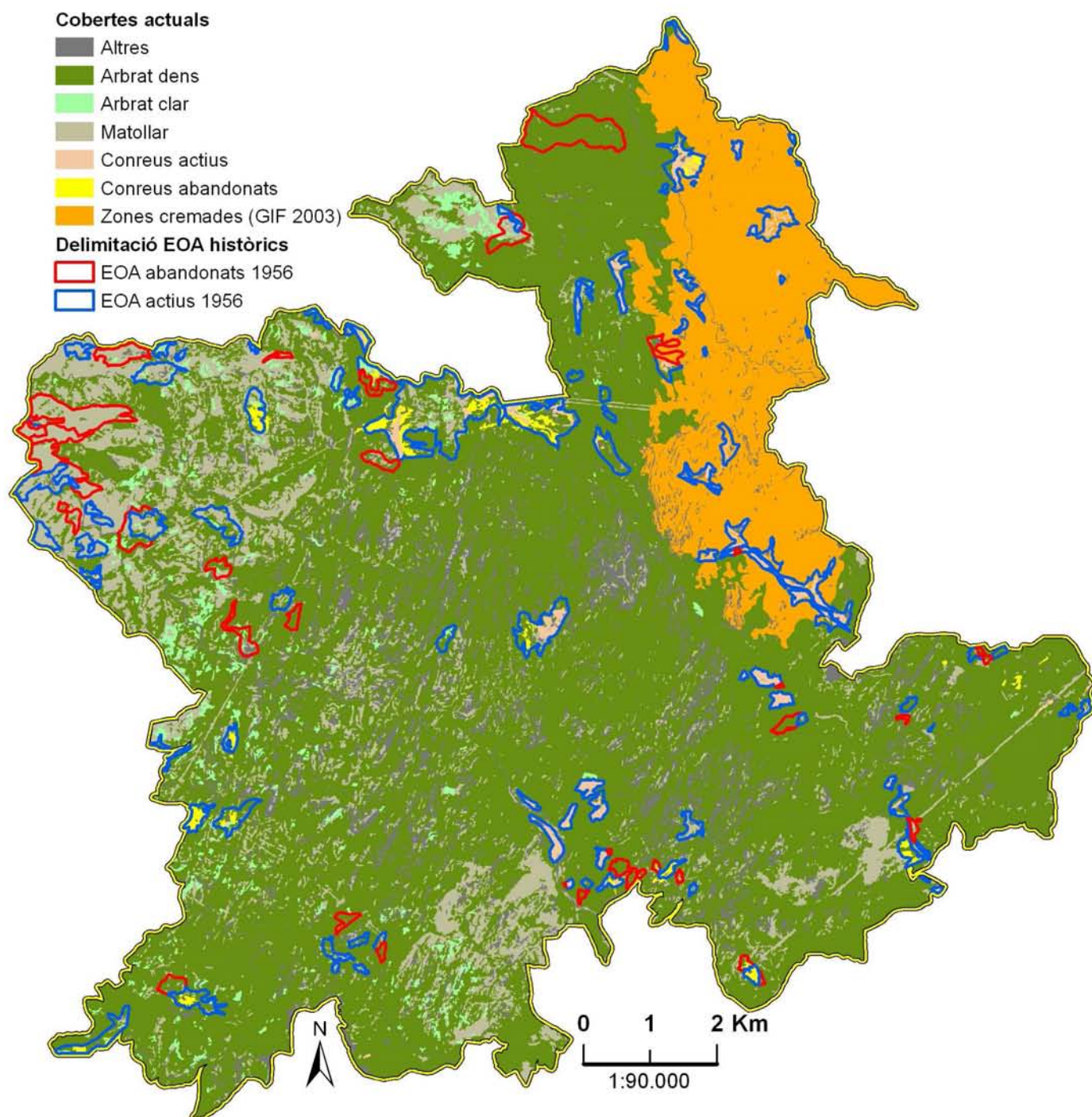


Figura 6.2: Canvis de cobertes en els EOA històrics (en hectàrees). Els valors d'EOA 1956 corresponen a la suma dels valors d'EOA actius 1956 i EOA abandonats 1956. \*Altres inclou cobertes com aigües continentals, vies de comunicació, zones d'extracció minera, entre d'altres.



### Canvis de cobertes en els EOA històrics



Mapa 6.4: Canvis de cobertes esdevinguts en els EOA històrics.

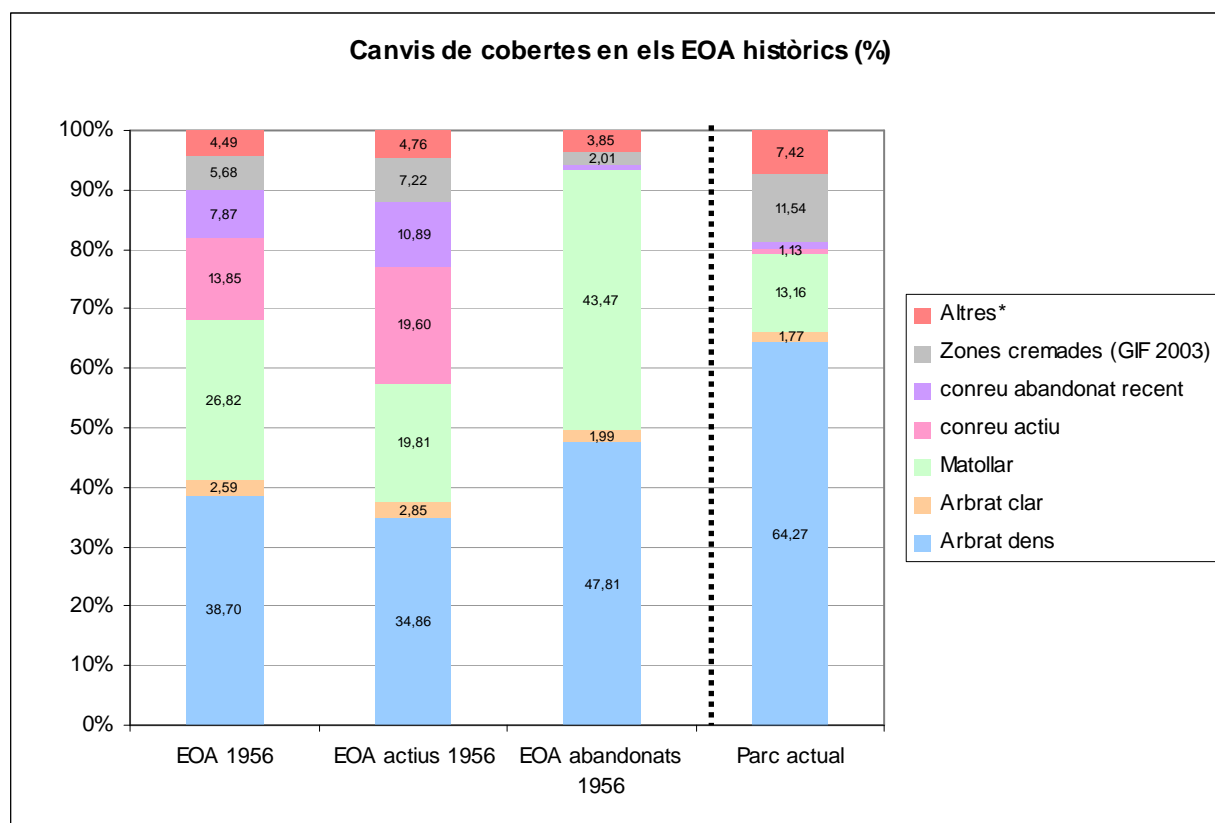


Figura 6.3: Canvis de cobertes en els EOA històrics (en %) i composició actual del Parc. Els valors d'EOA 1956 corresponen a la combinació segons l'àrea dels valors d'EOA actius 1956 i d'EOA abandonats 1956. \*Altres inclou cobertes com aigües continentals, vies de comunicació, zones d'extracció minera etc.

S'observa una majoritària evolució dels EOA històrics cap al bosc dens i el matollar, que a la vegada corresponen a les dues cobertes amb major presència al Parc. Aquest fet indicaria doncs, que la clara tendència a la pèrdua d'EOA s'esdevé en benefici de cobertes d'hàbitats més "tancats", principalment el bosc dens que constitueix la matriu subjacent del Parc.

Malgrat no tenir el mapa de cobertes complet del Parc de 1956 ni un estudi de canvi de cobertes per la totalitat del Parc, no sembla agosarat afirmar que l'hipòtesi de la forestalització del territori s'ha produït (i segurament s'està produint) en el Parc, si bé és cert que aquest sempre ha estat un espai predominantment forestal. També es pot deduir d'aquests resultats que la presència d'espais oberts no agraris al Parc depèn fonamentalment del règim de perturbacions pel què fa a incendis forestals. Tanmateix, semblaria certa també l'hipòtesi que afirma que els incendis, tot i crear heterogeneïtat a les zones forestals, no arriben a compensar l'homogeneïtzació associada al fenomen d'abandonament rural (Lloret *et al.*, 2002), per la qual cosa, en conjunt, el nombre d'ecotons entre bosc i zones obertes disminueix. A més, el règim d'incendis no passaria per ser, en termes de gestió, la solució al problema de la desaparició d'espais oberts en el Parc, ja que existeix sempre el risc a episodis de GIF com el de 2003, de conseqüències potencialment catastròfiques pel Parc.

Així doncs, sembla justificada la necessitat de planificar el manteniment i possible recuperació d'EOA dins l'àmbit del Parc si es volen pal·liar o contrarestar les conseqüències negatives descrites en el capítol 2.

## 7.- CARACTERITZACIÓ. CATÀLEG DELS ESPAIS OBERTS AGRARIS DEL PARC NATURAL DE SANT LLORENÇ

### 7.1.- BASES TEMÀTIQUES I CREACIÓ D'UNA GEODATABASE

Un cop identificats i delimitats els EOA actuals i històrics del Parc Natural de Sant Llorenç és necessari un procés de caracterització d'aquests espais per tal de valorar posteriorment quina és la importància de cadascun sota la llum dels diferents objectius plantejats. A aquest efecte, s'han recollit una sèrie de bases cartogràfiques digitals de temàtica administrativa, topogràfica, paisatgística, florística i faunística provinents de diferents fonts. Aquestes bases s'han integrat en una sola base de dades geogràfica (*geodatabase*, GDB) en format MDB d'ArcGIS. La informació temàtica d'aquestes bases s'ha emprat (a través dels procediments que es descriuen en el següent apartat) per generar una taula d'atributs del vector d'EOA del Parc, igualment integrat a la GDB (veure figura 7.1). El resultat final és un catàleg d'espais oberts agraris actuals i històrics (i per tant, potencials) del Parc de Sant Llorenç del Munt que constitueix un marc de referència per a les actuacions de planificació territorial a realitzar. La informació continguda en aquesta GDB és consultable cartogràficament (i.e., interactivament) a partir del mateix programari SIG i a través de fitxes organitzades com un informe d'Access (veure apartat 7.3 i figura 7.1).

La taula 7.1 mostra el conjunt d'atributs generats per a cada EOA classificats segons la seva tipologia general (identificació i situació administrativa, paisatge i terreny, flora i vegetació i finalment fauna), així com la base cartogràfica digital de la qual prové i l'organisme o entitat que l'ha produït.

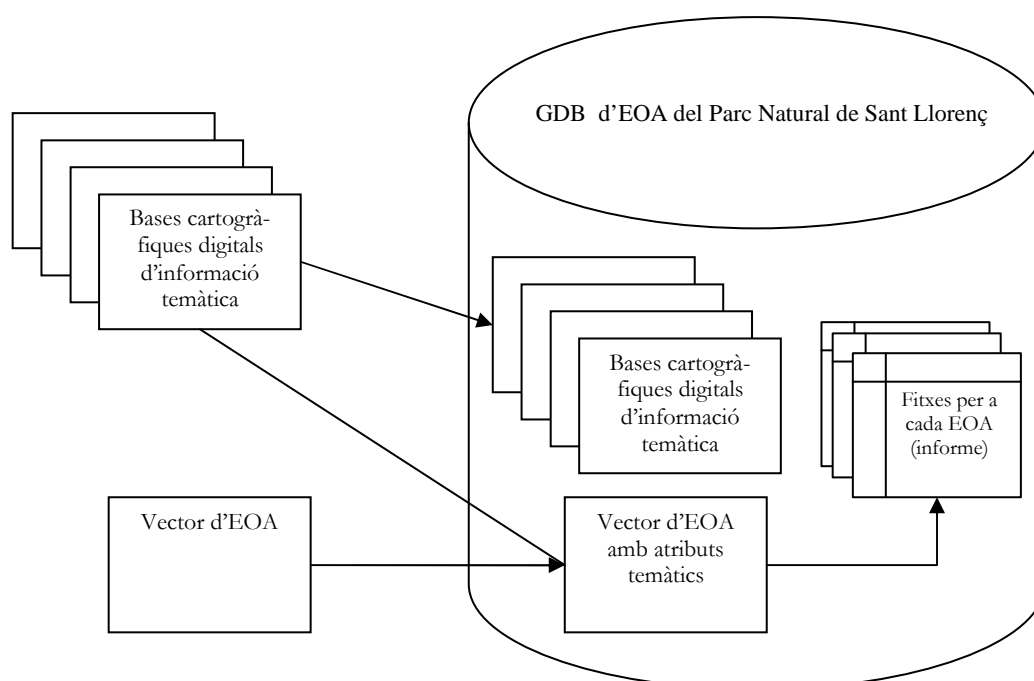


Figura 7.1. Esquema del SIG d'EOA del Parc Natural de Sant Llorenç del Munt.

|  | Descripció de l'atribut   | Base cartogràfica d'origen  | Proveïdor          |
|--|---|---|--------------------|
| Atributs d'identificació i situació administrativa | Codi identificatiu únic   | Generat automàticament  | -                  |
|  | Estat de l'EOA  | Generat per fotointerpretació d'ortofotografies actuals i històriques | -                  |
|  | Codi parcel·lari  | Vectors de Parcel·lari del Parc                                       | Parc (DIBA) (1)    |
|  | Nom de la finca   | Vectors de Parcel·lari del Parc i mapa topogràfic 10mil (ràster)      | Parc (DIBA) i ICC  |
|  | Nom i telèfon propietari de la finca                                | Vectors de Parcel·lari del Parc                                       | Parc (DIBA)        |
|  | Posició UTM X i UTM Y del centroid del polígon                      | Generat automàticament  | -                  |
|  | Comarca i municipi  | Vectors de divisió comarcal i municipal de Catalunya                  | ICC (2)            |
| Atributs de paisatge i terreny                     | Àrea  | Generat automàticament  | -                  |
|  | Perímetre   | Generat automàticament  | -                  |
|  | Altitud   | Model Digital d'Elevacions (MDE) a resolució 10m (Ràster)             | ICC                |
|  | Pendent   | Generat a partir del MDE  | -                  |
|  | Orientació  | Generat a partir del MDE  | -                  |
|  | Irradiància   | Generat a partir del MDE  | -                  |
|  | Factor LS d'erosionabilitat   | Generat a partir del MDE  | -                  |
|  | Valor d'impacte segons l'anàlisi de distàncies a l'EOA més proper   | Elaboració pròpia   | -                  |
| Atributs de flora i vegetació                      | Espècies de flora endèmiques, rares o amenaçades                    | Vector d'espècies de flora endèmiques, rares o amenaçades             | SITXELL (DIBA) (3) |
|  | Índex de riquesa d'espècies de flora endèmiques, rares o amenaçades | Vector d'espècies de flora endèmiques, rares o amenaçades             | SITXELL (DIBA)     |
|  | Valor Global d'Interès botànic d'hàbitats (VGI)                     | Vector de Valoració botànica dels hàbitats                            | SITXELL (DIBA)     |
|  | Àrea d'espais oberts circumdants                                    | Generat a partir del MCSC 2ª edició                                   | CREAF (4)          |
|  | Risc bàsic d'incendi forestal                                       | Ràster de Perill bàsic d'incendi forestal                             | DMAH (5)           |

Taula 7.1: Descripció d'atributs, bases cartogràfiques digitals d'origen i proveïdors incorporats al SIG d'EOA. (1) Oficina del Parc situada a la finca de la Mata (Diputació de Barcelona), (2) Institut Cartogràfic de Catalunya, (3) Sistema d'Informació Territorial de la xarxa d'espais lliures (Diputació de Barcelona), (4) Centre de Recerca Ecològica i Aplicacions Forestals (Universitat Autònoma de Barcelona), (5) Departament de Medi Ambient i Habitatge (Generalitat de Catalunya).

|                   | Descripció de l'atribut   | Base d'origen                                      | Proveïdor      |
|-------------------|---|--|----------------|
| Atributs de fauna | Número estimat d'espècies d'ocells presents en temporada de nidificació                               | Vector de valoració dels ocells nidificants        | SITXELL (DIBA) |
|                   | Índex d'interès territorial segons el valor de conservació determinat per l'UICN dels ocells presents | Vector de valoració dels ocells nidificants        | SITXELL (DIBA) |
|                   | Descripció de la categoria de l'UICN (valor de conservació)   | Vector de valoració dels ocells nidificants        | SITXELL (DIBA) |
|                   | Àrees de campeig principals de l'Àliga Perdiguera   | Vector d'àrees de campeig de l'Àliga Perdiguera    | SITXELL (DIBA) |
|                   | Distribució potencial del conill. Probabilitat d'aparició GLM binomial                                | Vector de distribució de mamífers. Models ajustats | SITXELL (DIBA) |
|                   | Distribució potencial del conill. Adequació de l'hàbitat ENFA   | Vector de distribució de mamífers. Models ajustats | SITXELL (DIBA) |
|                   | Suma de les probabilitats d'aparició d'espècies d'ocells indicadores d'ambients agrícoles             | Vector d'Estat del medi – Ocells bioindicadors     | SITXELL (DIBA) |
|                   | Suma de les probabilitats d'aparició d'espècies d'ocells indicadores de bosc madur                    | Vector d'Estat del medi – Ocells bioindicadors     | SITXELL (DIBA) |
|                   | Suma de les probabilitats d'aparició d'espècies d'ocells indicadores d'ecotons forestals              | Vector d'Estat del medi – Ocells bioindicadors     | SITXELL (DIBA) |
|                   | Suma de les probabilitats d'aparició d'espècies d'ocells indicadores de mosaic mediterrani            | Vector d'Estat del medi – Ocells bioindicadors     | SITXELL (DIBA) |

Taula 7.1 (continuació): Descripció d'atributs, bases cartogràfiques digitals d'origen i proveïdors incorporats al SIG d'EOA.



## **7.2.- PROCÉS METODOLÒGIC**

### **7.2.1.- Atributs d'identificació i situació**

Aquests atributs s'han generat per tal d'identificar i caracteritzar administrativament els diferents EOA delimitats. La seva importància rau, apart de la pròpiament identificativa, en la generació de projectes executius posteriors en els quals cal conèixer les diferents figures públiques i privades implicades en cada EOA.

L'identificador únic (autonumèric) i la posició UTM X i Y del centroid del polígon són atributs calculats pel programari SIG un cop realitzada la capa vectorial d'EOA. La comarca i municipi als quals pertany cada EOA s'ha integrat a partir de la divisió comarcal i municipal que proveeix l'ICC en format vectorial. En aquells casos en els quals un EOA es troba entre dues figures administratives diferents s'ha optat per incloure aquella en la qual cau el centroid de l'EOA.

Finalment, els atributs “Codi parcel·lari”, “Nom del propietari de la finca”, “Telèfon del propietari de la finca” i “Nom de la finca” provenen de dues bases vectorials de divisió parcel·lària facilitada per l'oficina del Parc (la codificació és pròpia de la DIBA i no coincident amb el cadastre). Una base correspon a la divisió parcel·lària del conjunt del Parc i l'altra al conjunt de finques que són propietat de la Diputació de Barcelona (DIBA). En aquells pocs casos que un EOA creua més d'una parcel·la s'ha optat per utilitzar el criteri d'àrea major, és a dir, atribuir-lo a la parcel·la que contenia més superfície. En el cas del nom de la finca s'ha consultat també la toponímia del mapa topogràfic 1:10.000 (ràster) de l'ICC ja que la base vectorial presentava nombrosos dèficits i errors.

El mapa 7.1 representa la parcel·lació en l'àmbit del Parc amb els noms d'algunes de les finques principals que contenen EOA.



Mapa 7.1. Divisió parcel·laria del Parc Natural de Sant Llorenç i noms de les principals finques.

## 7.2.2.- Atributs de paisatge i terreny

### Àrea i Perímetre

Els atributs d'àrea (en m<sup>2</sup>) i perímetre (m) són generats automàticament per a cada polígon un cop creat el vector. S'ha convertit l'àrea també a hectàrees.

### Atributs derivats del Model Digital d'Elevacions (MDE)

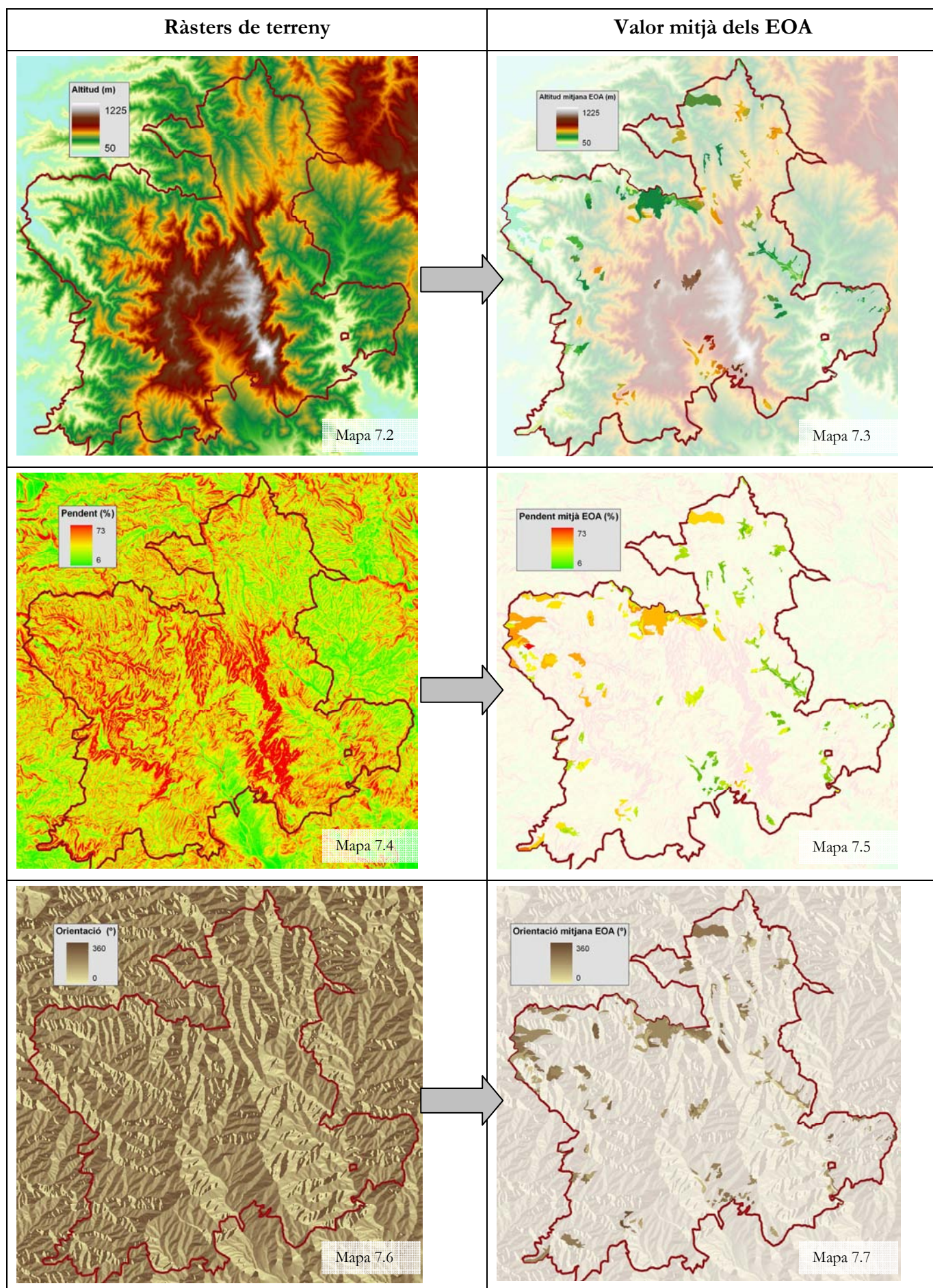
A partir del Model Digital d'Elevacions (MDE) que proveeix l'ICC (30m de mida de píxel) i la seva interpolació bilinear a 10m de mida de píxel (mapa 7.2) s'han generat els ràsters de pendents (en percentatge), orientació, factor LS i irradiància per l'àmbit del Parc (mapes 7.4, 7.6, 7.8 i 7.10 respectivament).

Un cop generats s'han combinat analíticament amb el vector d'EOA per tal d'obtenir el valor mitjà per a cada polígon i així obtenir els atributs d'altitud mitjana (metres), pendent mitjà (percentatge), orientació mitjana (graus), factor LS mitjà i irradiància mitjana (Kwh/m<sup>2</sup>) (mapes 7.3, 7.5, 7.7, 7.9 i 7.11 respectivament).

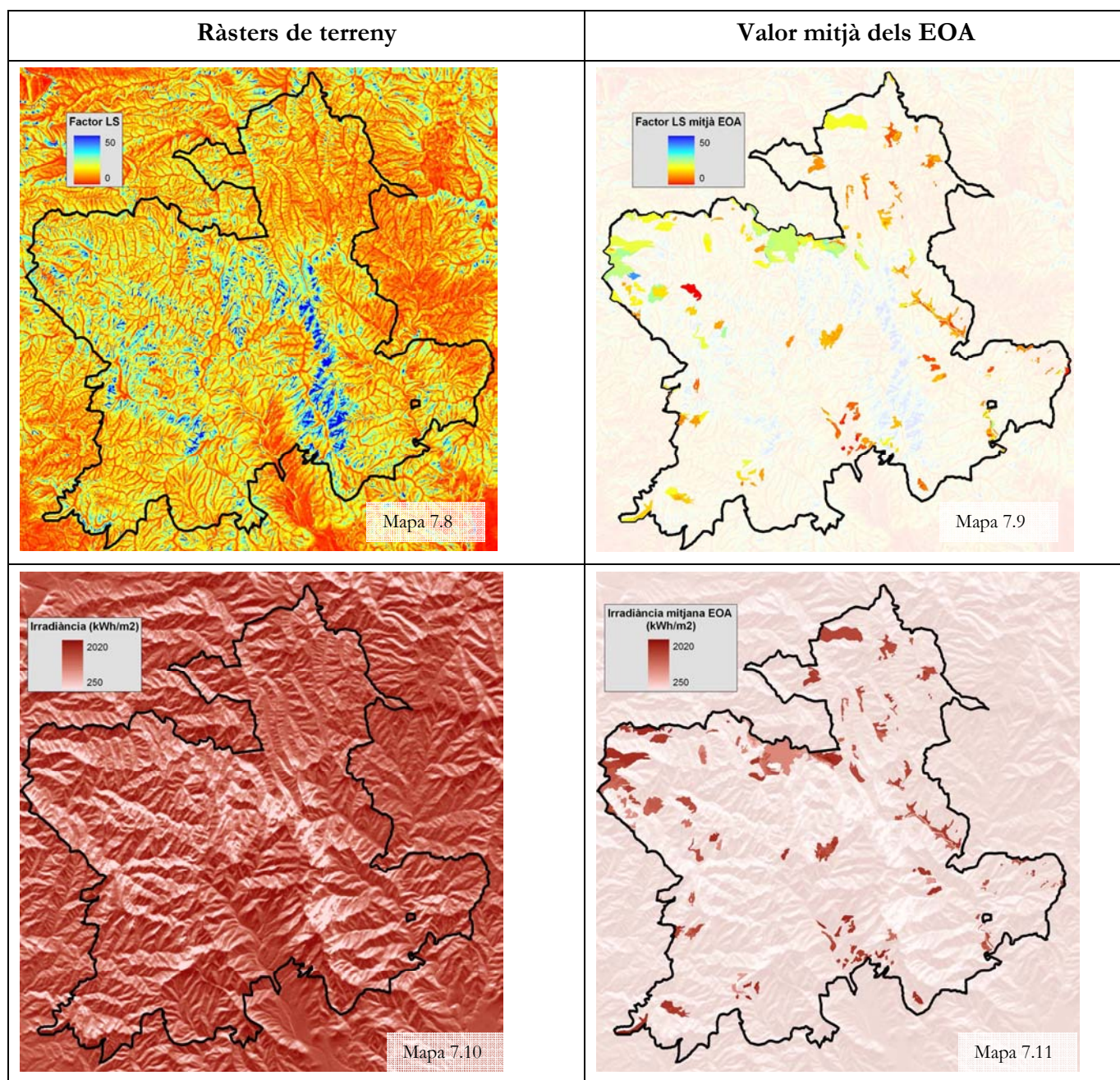
Els ràsters de pendents i orientacions s'han generat mitjançant el programa ArcGIS 9.1 i els d'irradiància i factor LS mitjançant SAGA 2.0. La combinació analítica per obtenir els valors mitjans de cada atribut per a cada EOA s'ha realitzat mitjançant TNT mips 7.1.

El factor LS originalment calculat com el producte de la longitud de vessant o *slope lenght* (factor L) i el pendent pròpiament o *slope steepness* (factor S) és un dels factors topològics que inclou l'equació universal pel càlcul de la pèrdua de sòl en la seva versió original (USLE, *Universal Soil Loss Equation*) i revisada (RUSLE, *Revised Universal Soil Loss Equation*). En el capítol 8 es detallen els diferents factors que inclou aquesta equació. En aquest cas, SAGA 2.0 calcula el factor LS usant l'àrea de captació (*catchment area*) com a principal paràmetre ja que s'adapta millor a les característiques dels MDE (veure Cowen, 1993; Desmet *et al.*; 1996; Van Remortel *et al.*, 2001, citats a Olaya, 2004). La irradiància també s'ha calculat segons els mètodes basats en l'entorn SIG (veure Dubayah *et al.*, 1995 i Kumar *et al.*, 1997).









### **Anàlisi de distàncies a l'EOA més proper**

Aquest anàlisi (basat en Lobo i Baro *in prep*<sup>1</sup>) s'ha efectuat per tal d'obtenir una mètrica o índex que mesuri el grau d'aïllament de cada EOA (actual o històric) respecte el romanent actiu existent. En certa manera, és un càlcul del valor d'impacte que tindria la recuperació d'un EOA abandonat o l'abandonament d'un EOA actiu sobre el mosaic agroforestal actual a nivell estructural.

En el cas dels EOA abandonats (denominats focals, i que inclou tant els abandonats recents com els històrics) s'ha agafat com a referència el ràster de distribució de distàncies euclidianes (en el que cada píxel representa el valor de distància al EOA més proper) dels EOA actius actuals dins l'àmbit del Parc i els inclosos dins un "buffer" de 1400m respecte els límits del Parc (mapa 7.12). D'aquesta manera s'incorporen en l'anàlisi aquells EOA actius que tenen una incidència directa sobre la distribució de distàncies del Parc, malgrat trobar-s'hi fora.

El mapa 7.13 representa la distribució de distàncies per a tots els EOA, suposant que tots fossin actius. S'observa com el mosaic agroforestal seria notablement diferent en aquest escenari pel què fa a la distribució de distàncies entre EOA.

Sobre el ràster de referència s'ha afegit, un per un, cada EOA focal, recalculant-ne la distribució de distàncies (i per tant generant un nou ràster de distàncies per a cada EOA focal), de manera que s'incorpora el seu efecte si aquest es recuperés (obtenint un escenari de referència amb l'EOA focal per a cadascun). La diferència entre el mapa de distàncies considerant l'EOA focal i el mapa de referència ens dona un valor d'impacte de l'EOA focal sobre la distribució de distàncies i, per tant, sobre el mosaic agroforestal del Parc. Aquest valor d'impacte correspon al sumatori dels valors dels píxels del ràster resultant de la diferència entre el ràster de distàncies de referència i el ràster de distàncies de referència amb l'EOA focal. Les figures 7.2 i 7.3 representen aquest procediment en el cas d'un EOA focal amb valor d'impacte alt (figura 7.2) i d'un amb valor d'impacte intermedi (figura 7.3).

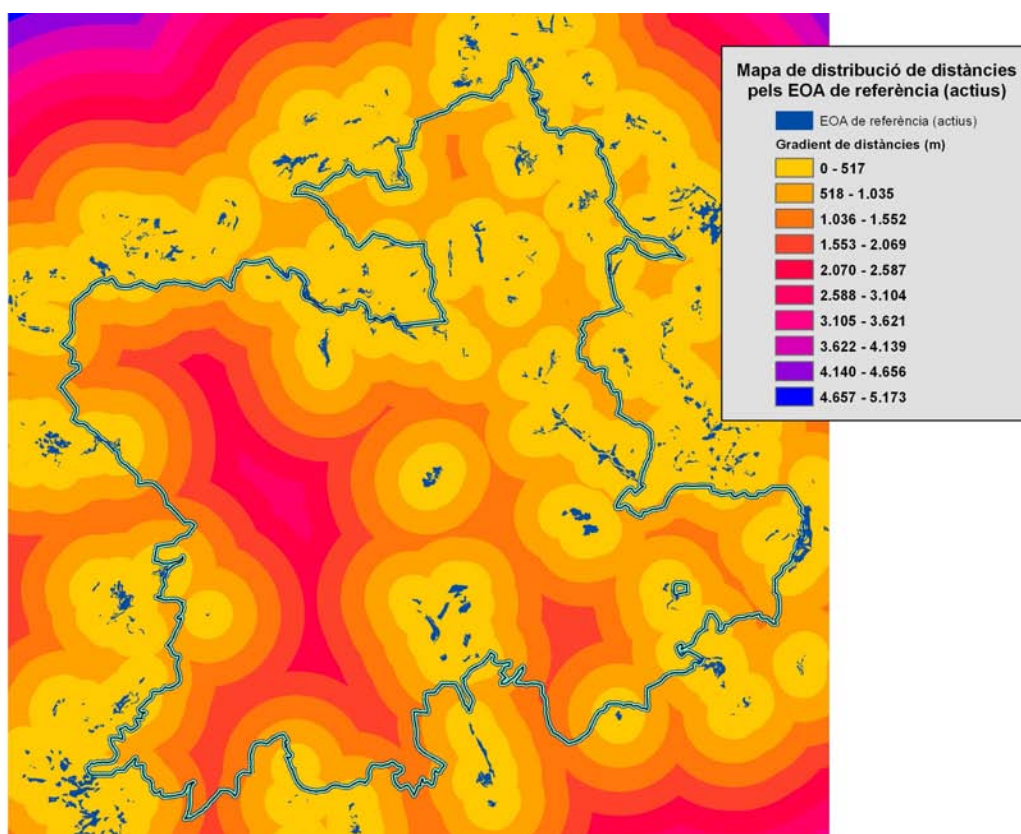
En el cas dels EOA actius del Parc s'ha seguit el mateix mètode, però calculant l'impacte que tindria el seu abandonament sobre la distribució de distàncies en el mateix marc de referència. Així doncs, s'han anat extraient els EOA actius del mapa de referència per recalculant-ne la distribució de distàncies i després obtenir la diferència (en aquest cas es resta la referència al focal). En aquesta ocasió s'han extret els EOA de manera agrupada (normalment els pertanyents a la mateixa finca o molt pròxims) per evitar l'efecte de compensació entre EOA molt propers que no passava en el cas dels EOA focals. La figura 7.4 representa aquest segon cas.

Aquest procediment s'ha automatitzat mitjançant una macro d'ArcGIS 9.1 per a la generació dels ràsters de distàncies de cada EOA focal i un bucle (Lobo *comm. pers.*, a Lobo i Baro *in prep*) del software estadístic "R" (R Development Core Team, 2007) per al càlcul del valor final d'impacte.

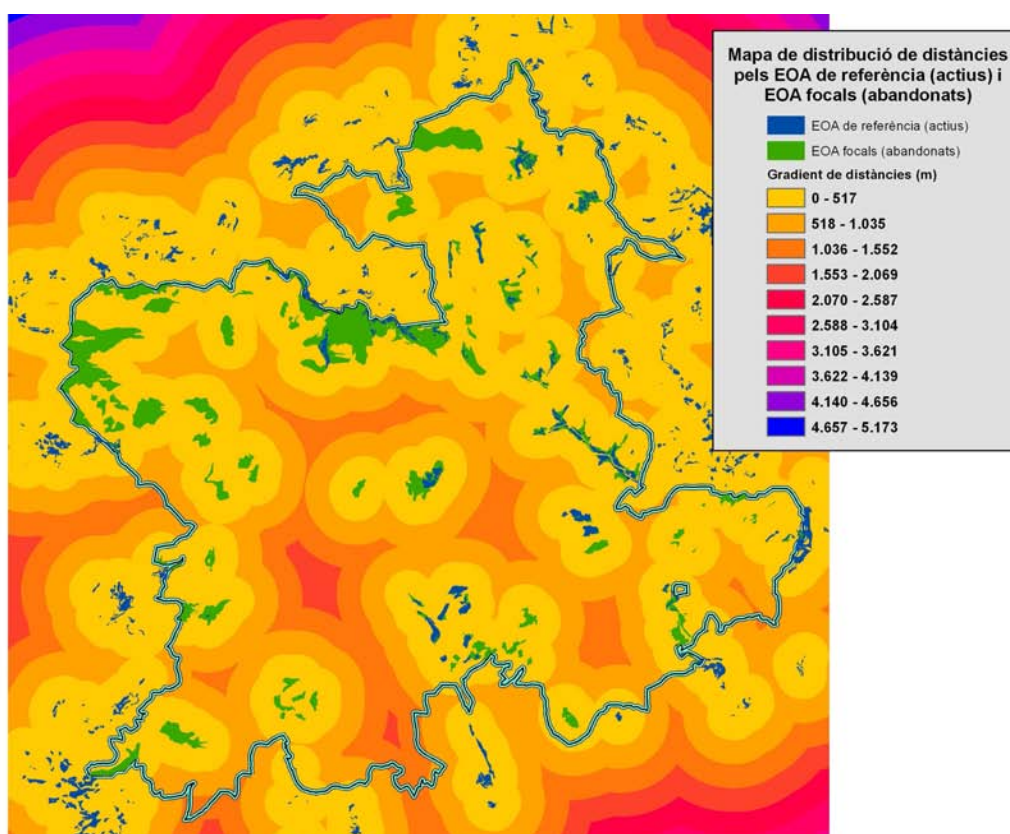
Finalment s'ha incorporat aquest valor d'impacte a la taula d'atributs dels EOA del Parc. El mapa 7.14 representa la classificació dels diferents EOA per aquest valor.

1 Aquest anàlisi vol ser publicat com: Lobo, A. & Baro, F. in prep. *Recovering abandoned agricultural fields in protected areas: a method for ranking candidate areas in terms of their potential impact in the structure of the mosaic*. Intended for Landscape Ecology.





Mapa 7.12: Distribució de distàncies dels EOA de referència.



Mapa 7.13: Distribució de distàncies dels EOA de referència i dels EOA focals.

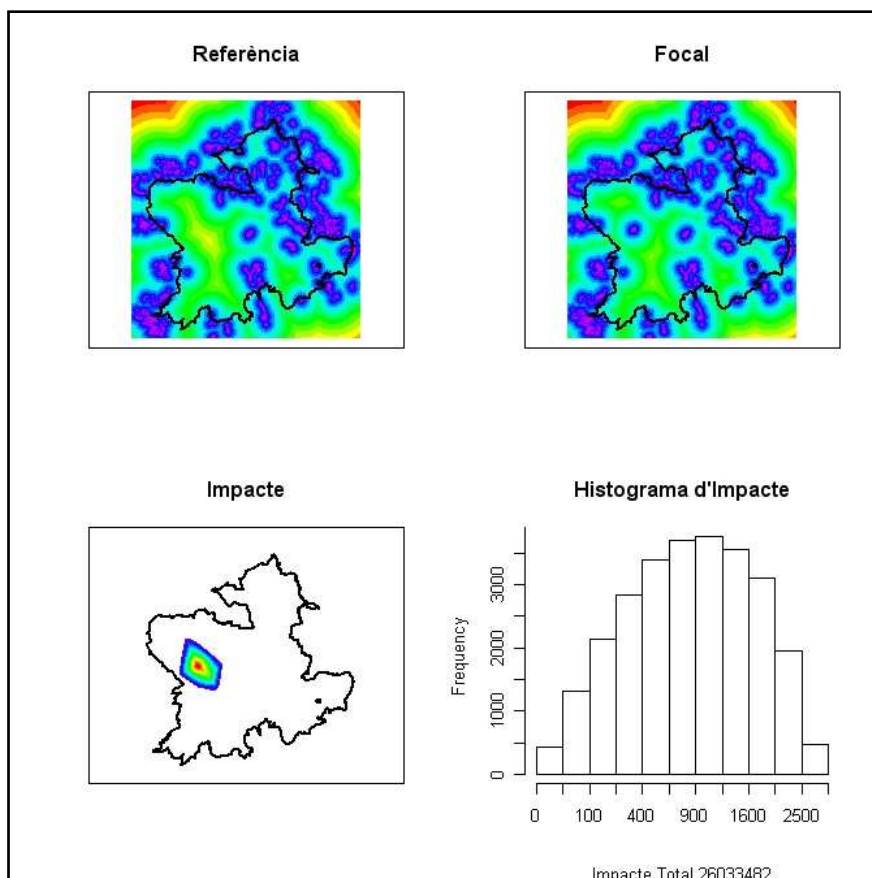


Figura 7.2: Procediment d'obtenció del valor d'impacte de distribució de distàncies per un EOA abandonat (valor alt)

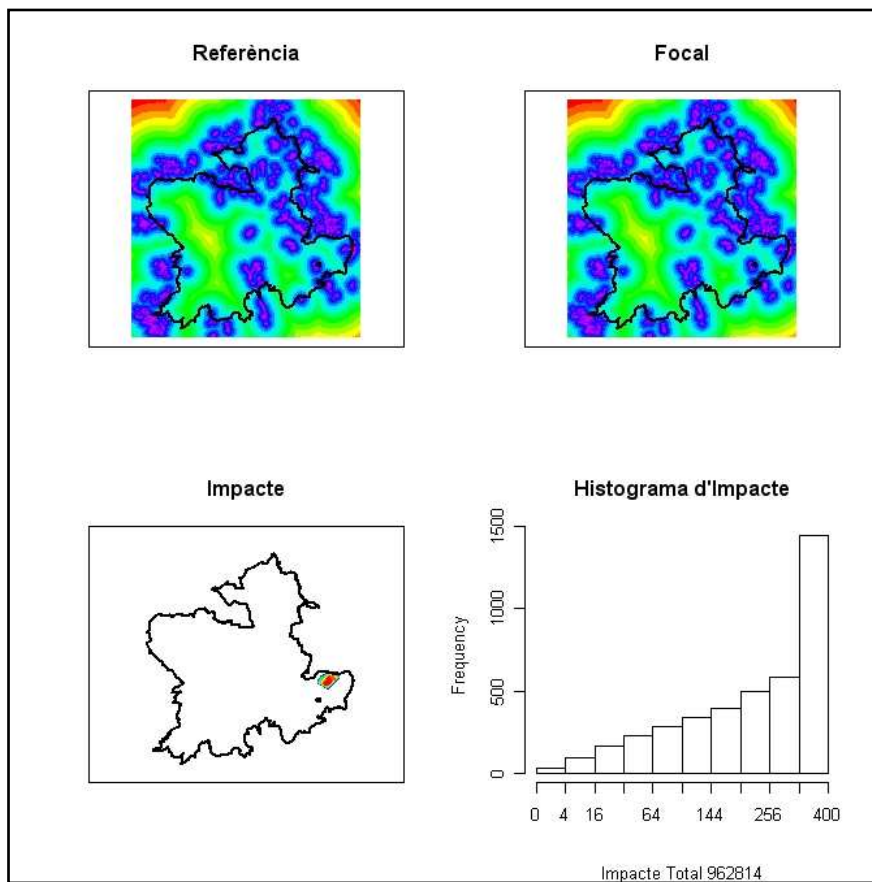


Figura 7.3: Procediment d'obtenció del valor d'impacte de distribució de distàncies per un EOA abandonat (valor intermedi)



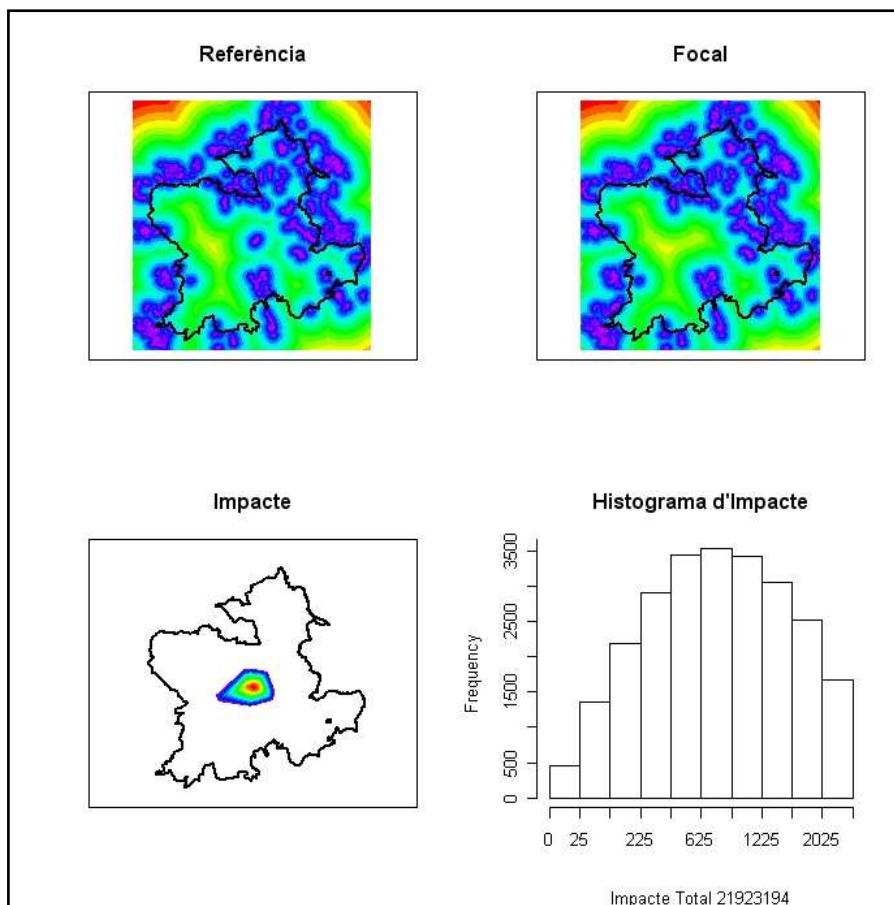
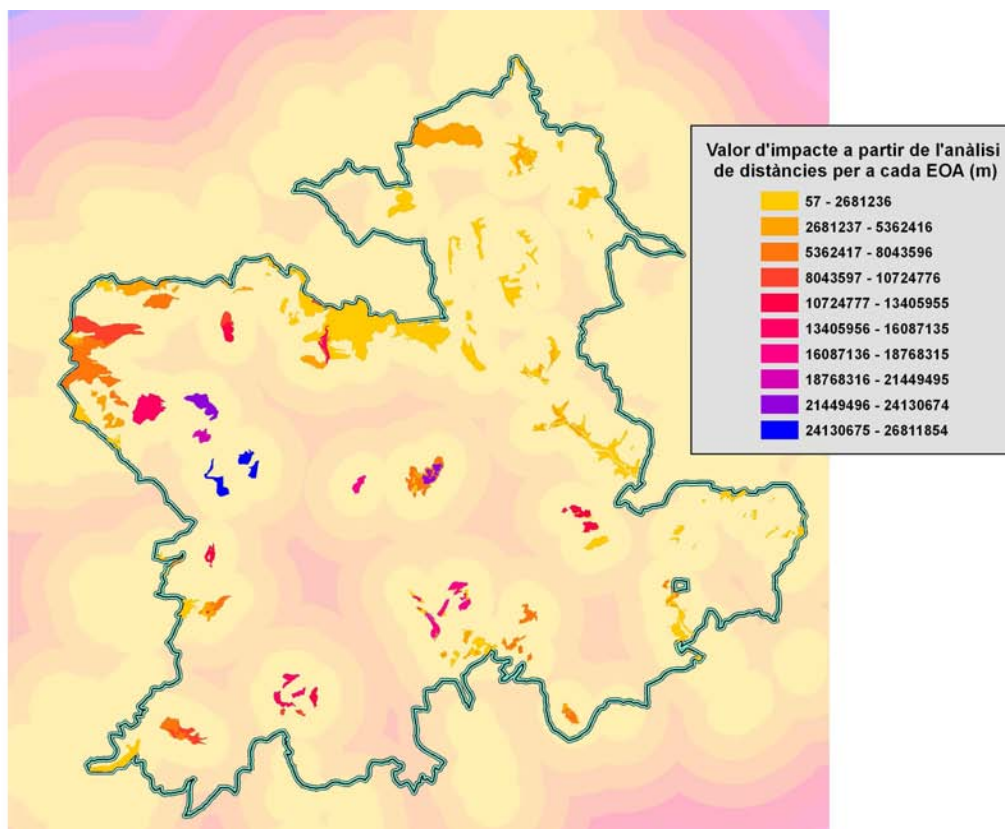


Figura 7.4: Procediment d'obtenció del valor d'impacte de distribució de distàncies per un EOA actiu.

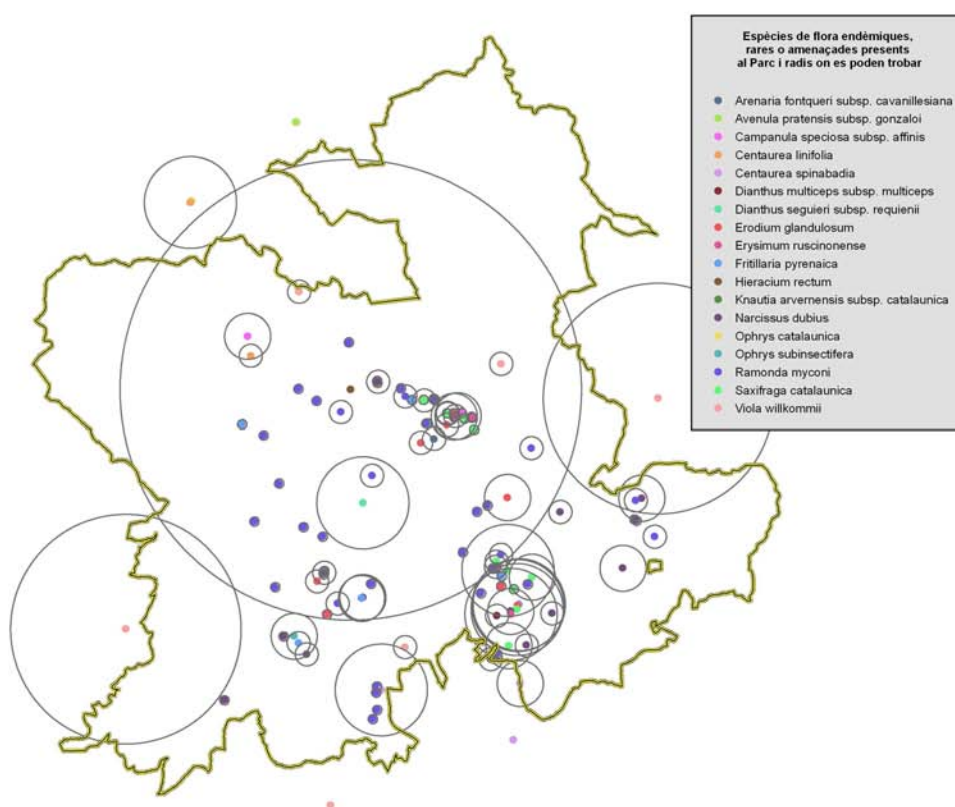


Mapa 7.14: Classificació dels EOA segons el seu valor d'impacte a partir de l'anàlisi de distàncies

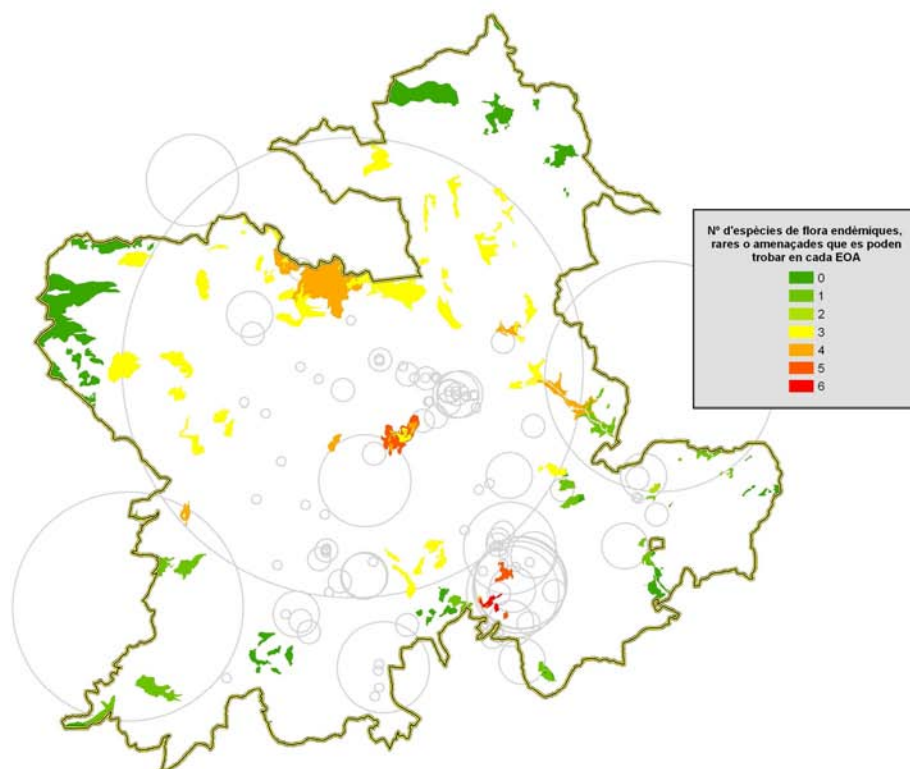
### 7.2.3.- Atributs de flora i vegetació

#### Espècies de flora endèmiques, rares o amenaçades

El vector original provinent del SITXELL consta d'una sèrie de punts corresponents als diferents tàxons vegetals rars, amenaçats o endèmics presents dins l'àmbit del Parc i dins un buffer de 1400m respecte els límits per tenir en compte la influència d'elements propers (mapa 7.15). Cada element inclou un atribut corresponent al radi del cercle en metres que indica l'espai on es podria trobar el tàxon, és a dir, la seva localitat (valors de 100, 250, 500, 1000, 2500 i 5000m segons precisió). S'ha generat un nou vector aplicant aquests valors de radi pels diferents punts (mapa 7.15) per després combinar-lo amb el vector d'EOA i incloure-hi les espècies que s'hi poden trobar. Finalment, a partir dels tàxons presents en cada EOA, s'ha creat un nou atribut corresponent al número d'espècies de flora endèmiques, rares o amenaçades que es podria trobar en cada EOA, és a dir, un índex de riquesa d'aquest tipus de flora (mapa 7.16).



Mapa 7.15: Espècies de flora endèmiques, rares o amenaçades presents al Parc i radis on es poden trobar.

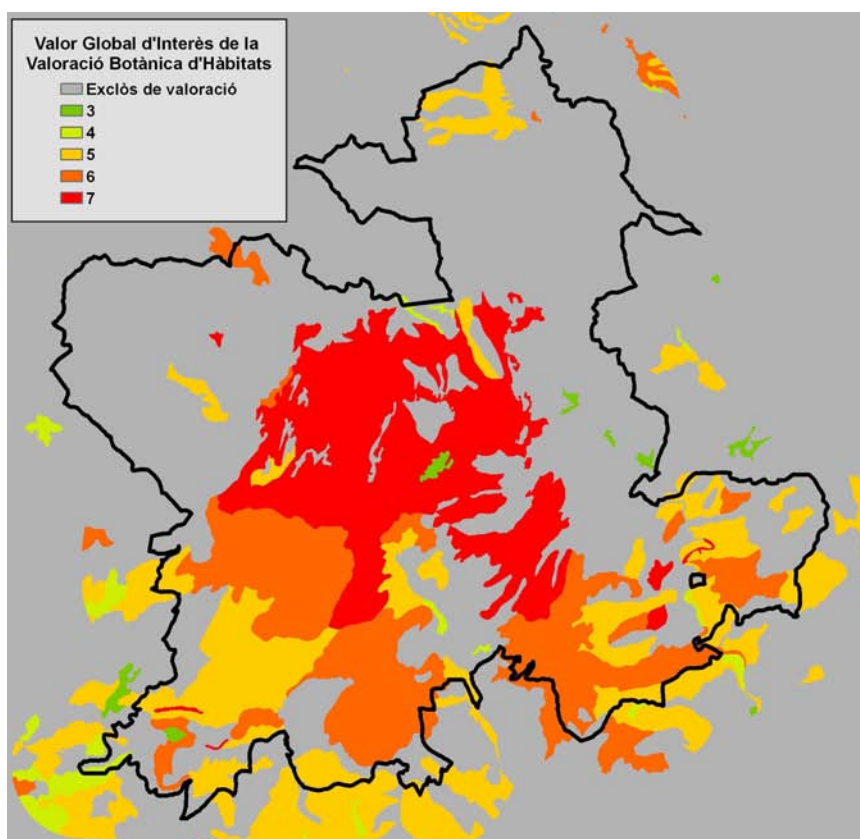


Mapa 7.16: Número d'espècies de flora endèmiques, rares o amenaçades que es poden trobar en cada EOA

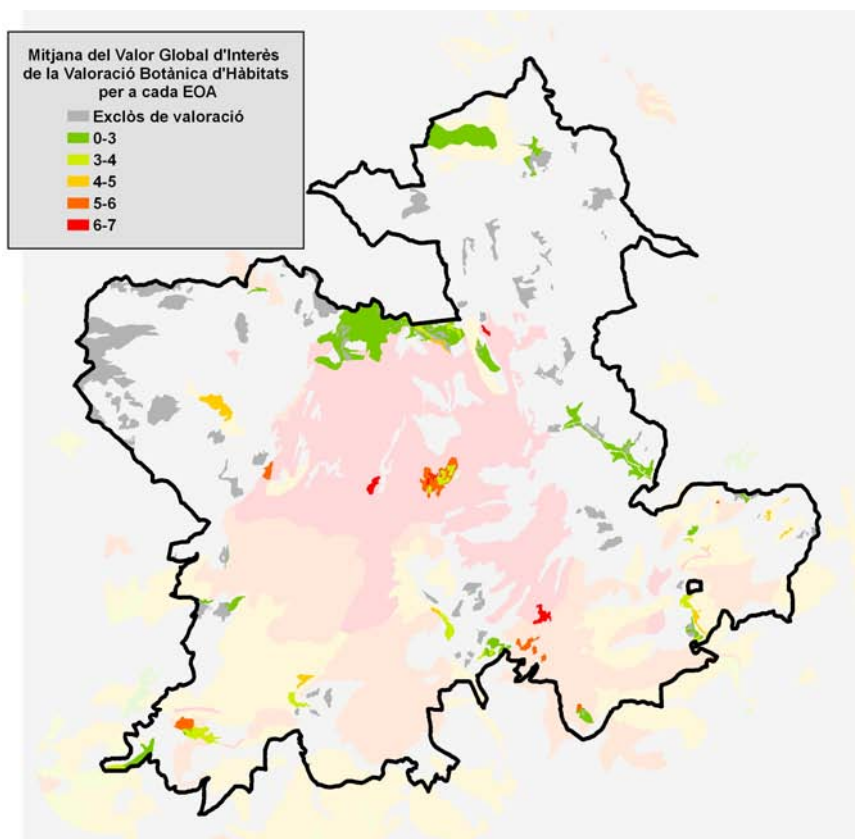
### Valor global d'interès botànic dels hàbitats (VGI)

El valor global d'interès botànic dels hàbitats (VGI) forma part de la base cartogràfica digital “Valoració botànica dels hàbitats” del SITXELL. Es tracta d'un índex amb valors d'1 a 10 (valor 0 per als hàbitats exclosos de la valoració) que engloba una extensa sèrie de paràmetres referents als hàbitats (representativitat, estat successional, fragilitat ecològica, valor biogeogràfic, extensió territorial, diversitat topogràfica, etc.). Tanmateix, gran part del territori del Parc es troba exclòs de valoració, suposem que és degut a que la base prescindeix dels hàbitats seminaturals o més humanitzats i inclou només aquells considerats naturals (veure mapa 7.17)

Per incloure aquest valor com a atribut dels EOA s'ha rasteritzat a 10m de resolució el vector original pel valor VGI i després s'ha combinat amb el vector d'EOA per obtenir la mitjana del valor global d'interès per a cada EOA (mapa 7.18).



Mapa 7.17: Valor Global d'Interès (VGI) de la Valoració Botànica d'Hàbitats.



Mapa 7.18: Mitjana del Valor Global d'Interès de la Valoració Botànica d'Hàbitats per a cada EOA.

### **Risc bàsic d'incendi forestal**

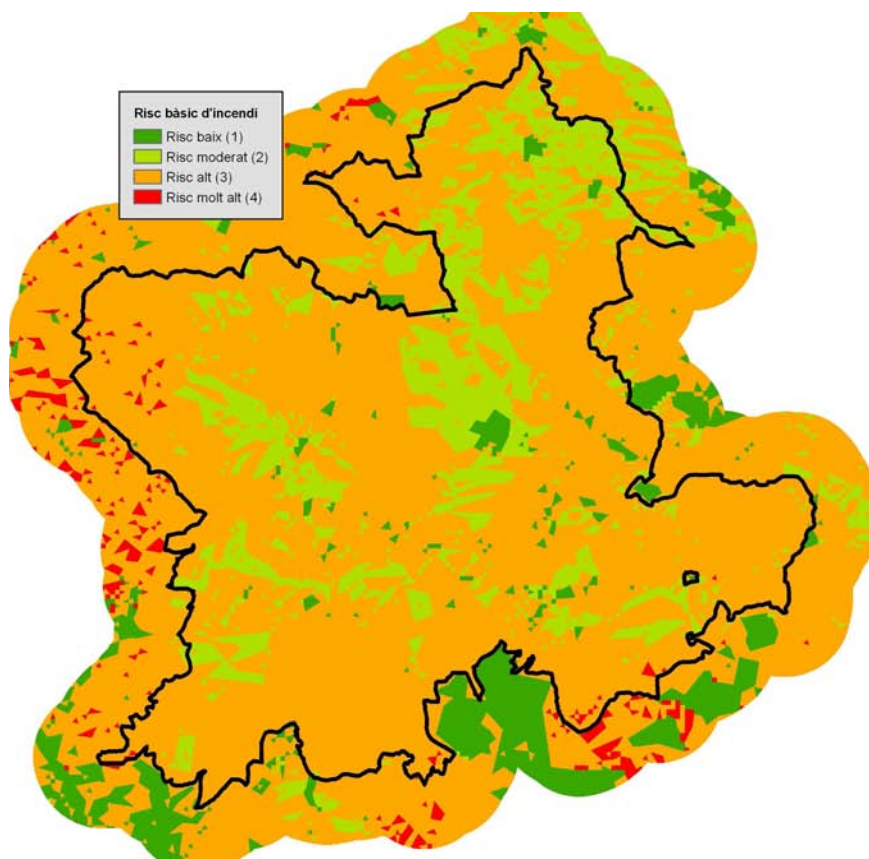
El risc bàsic d'incendi forestal és una base digital que proveeix el DMAH (Departament de Medi Ambient i Habitatge) per tot l'àmbit de Catalunya. Defineix un estat del territori estimatiu de la freqüència i la intensitat en que s'hi pot produir el perill d'incendi. És una integració dels mapes corresponents als factors que intervenen en el risc d'incendi forestal (mapa de models d'inflamabilitat i de combustible de Catalunya, model d'elevacions del terreny, mapa de dèficit hídric anual, sèries meteorològiques XMET i XAC etc.), tant a nivell de perill d'ignició com de perill de propagació.

La capa, que es proveeix en format ràster, defineix 4 categories segons el tipus de risc: valor 1 (risc baix), valor 2 (risc moderat), valor 3 (risc alt) i valor 4 (risc molt alt). El mapa 7.19 representa els valors de risc bàsic d'incendi per l'àmbit del Parc.

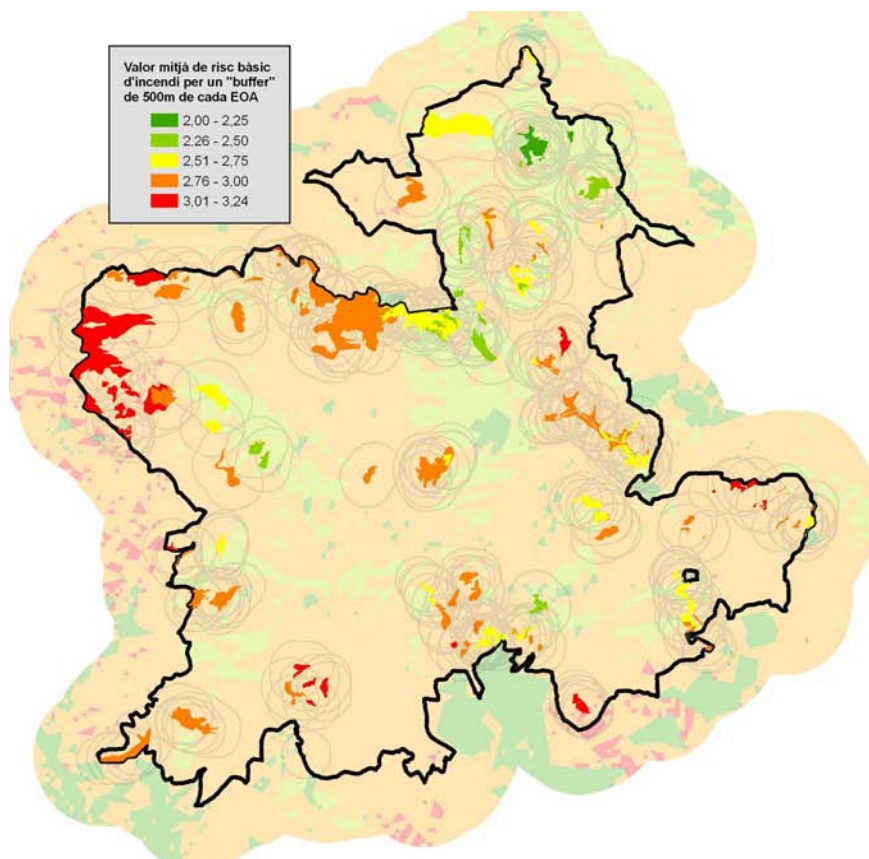
Per incorporar el valor de risc bàsic d'incendi com a atribut de cada EOA s'ha efectuat una combinació analítica de capes com en casos anteriors, però en aquest cas s'ha aplicat sobre un vector de "buffers" de 500m respecte el perímetre de cada EOA. El motiu rau en el fet que la resolució del ràster de risc bàsic d'incendi és de 100m, i per tant poc interpretable a escala del Parc. Calculant el valor mitjà de risc bàsic d'incendi per l'àrea de buffer de 500m de cada EOA i no per l'àrea real es redueix aquest problema d'escala i a la vegada permet tenir en compte els valors de risc de les zones circumdants a cada EOA. D'aquesta manera obtenim un valor de risc de l'EOA i sobretot del seu entorn immediat, cosa que té més sentit si el que es pretén és valorar l'efecte en el territori que tindria la recuperació o manteniment de cada EOA en termes de risc d'incendi.

El mapa 7.20 representa la classificació dels EOA segons el valor mitjà de risc d'incendi de l'àrea de buffer de 500m (també representada en el mapa).





Mapa 7.19: Categoria de risc bàsic d'incendi forestal per l'àmbit del Parc.



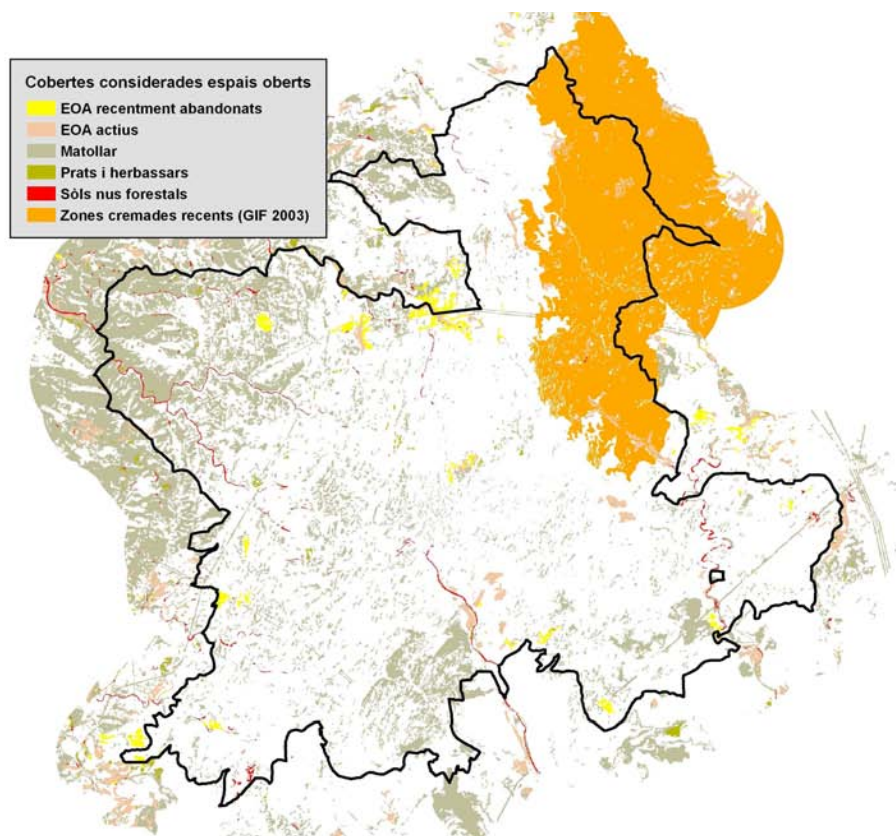
Mapa 7.20: Valor mitjà de risc bàsic d'incendi forestal per l'àrea de "buffer" de 500m de cada EOA.

### **Àrea dels espais oberts circumdants a cada EOA**

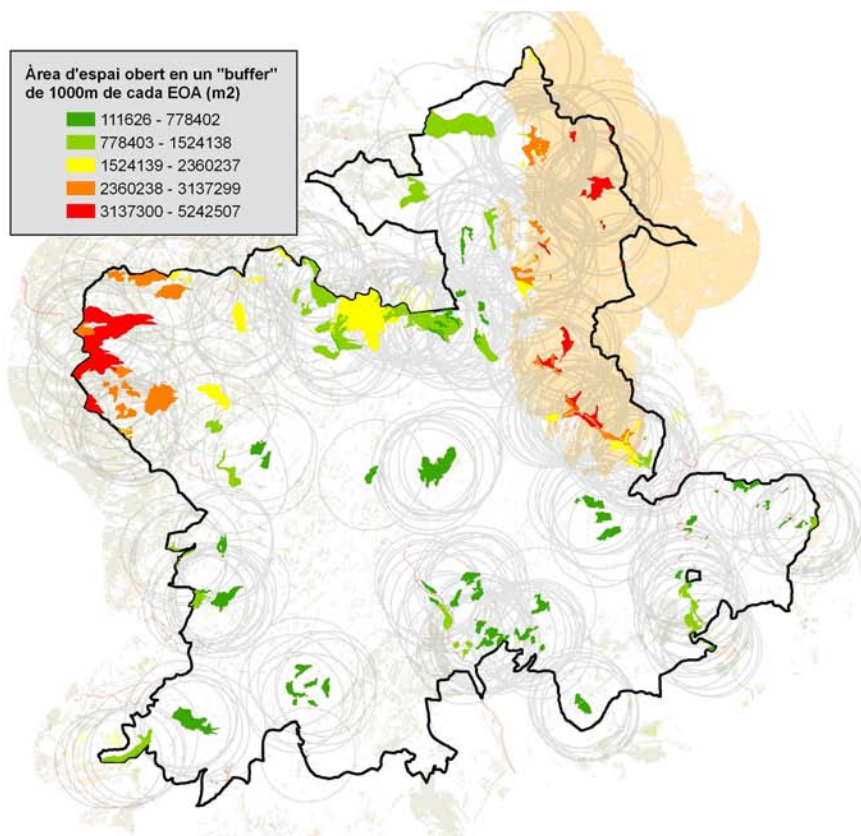
Aquest atribut s'ha calculat per obtenir una mesura de l'entorn de cada EOA pel què fa a espais oberts, incloent els no agraris. Tot i que no existeix un consens general que classifiqui els hàbitats o cobertes vegetals com a oberts, en aquest cas s'han assumit com a tals (per l'àmbit del Parc) les cobertes del MCSC 2<sup>a</sup> edició corresponents a matollar, prats i herbassars, sòls nus forestals i zones cremades recents (bàsicament el GIF, gran incendi forestal, de 2003), apart dels ja considerats com a EOA (mapa 7.21). Si bé és cert que moltes de les zones de matollar o cremades es podrien considerar hàbitats densos i per tant no oberts, també ho és que aquest tipus de cobertes suposen un canvi menor a nivell de paisatge respecte els EOA que no pas la coberta predominant de bosc dens.

En aquest sentit, si el que es pretén es configurar un mosaic agroforestal equilibrat per tot l'àmbit del Parc, sembla coherent tenir en compte aquests espais “oberts” no agraris a l'hora de valorar la importància de conservació o recuperació dels diferents EOA, afavorint aquells que es troben en un context territorial menys “obert”.

A aquest efecte, s'ha aplicat un buffer de 1000m sobre el perímetre de cada EOA i el vector resultant s'ha combinat analíticament amb el vector del MCSC 2<sup>a</sup> edició (modificat en els termes descrits en el capítol anterior). A partir d'aquest encreuament vectorial s'han seleccionat els polígons considerats com a espais oberts dins el buffer de 1000 de cada EOA i s'ha calculat l'àrea total (mapa 7.22). Aquest valor d'àrea dels espais oberts circumdants a cada EOA és el que s'ha incorporat com a atribut a la taula de dades.



Mapa 7.21: Categories de cobertes considerades espais oberts en l'àmbit del Parc.



Mapa 7.22: Àrea d'espai considerat obert en un "buffer" de 1000m de cada EOA (en m²).



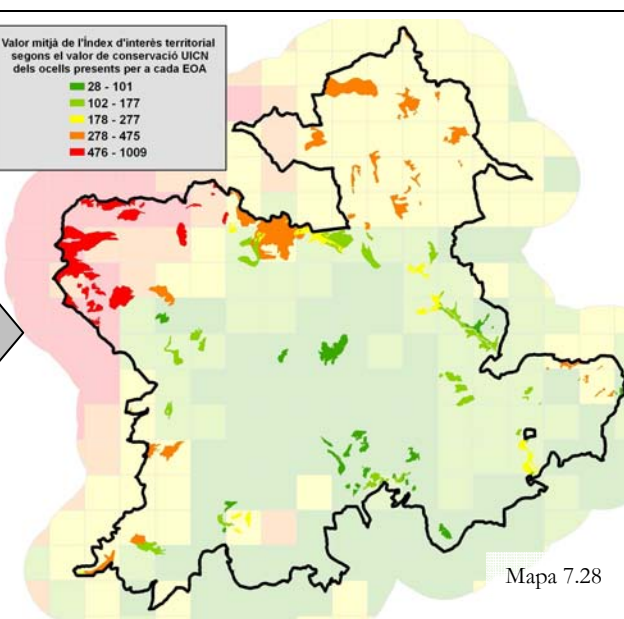
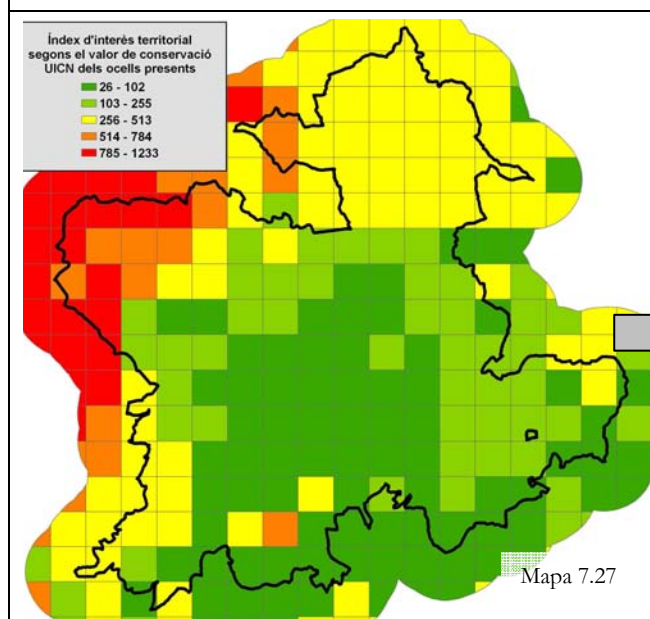
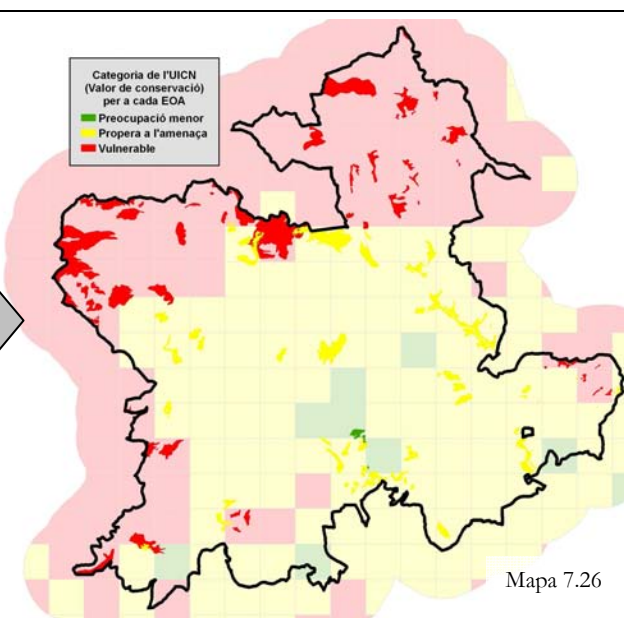
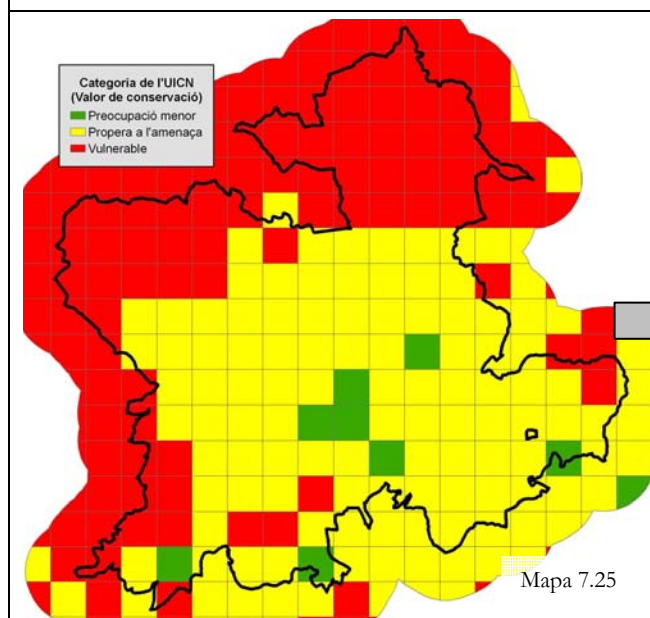
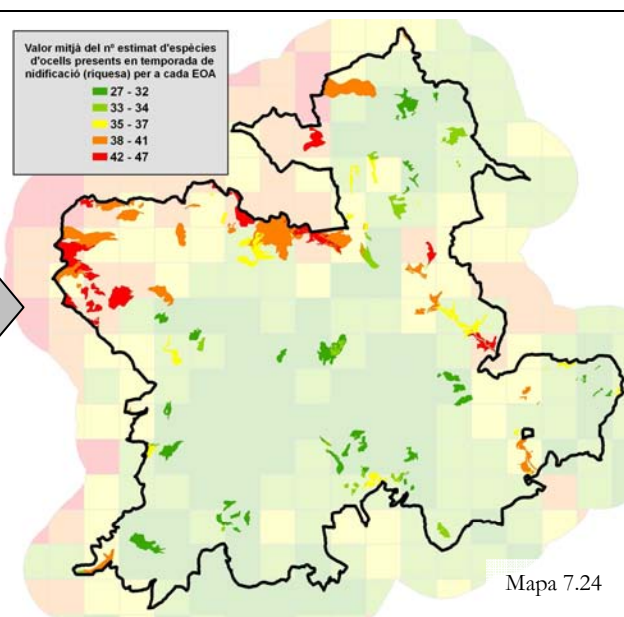
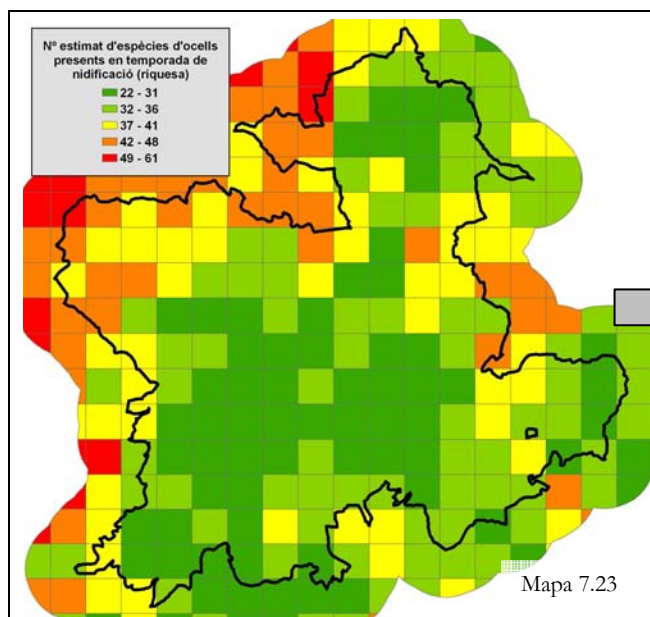
## 7.2.4.- Atributs de fauna

### Valoració dels ocells nidificants

A partir dels mapes d'índex d'abundància de l'*Atlas dels ocells nidificants de Catalunya 1999-2002* (Estrada *et al.*, 2002) es va crear la base cartogràfica digital “Valoració dels ocells nidificants” integrada al SIXTELL. Aquesta capa vectorial inclou, en quadrícules UTM d'1x1Km, el número estimat d'espècies d'ocells presents en temporada de nidificació. També proporciona el seu valor de conservació segons els criteris de la UICN (Unió Internacional per a la Conservació de la Natura), tant a nivell descriptiu (categories: preocupació menor, proper a l'amenaça, vulnerable, en perill, en perill crític o extingit) com numèric, a través de l'índex conegut com a ICONS. Mentre el valor descriptiu de conservació s'obté a partir de la màxima categoria de vulnerabilitat que és present a la quadrícula, l'índex ICONS es calcula a partir del sumatori dels valors de conservació numèrics (des de 1 per “preocupació menor” fins a 5 per “en perill crític”) elevats a 5, de manera que, segons aquesta aproximació empírica, farien falta quatre espècies de categoria “Vulnerable” perquè un quadrat 1x1 tingués el mateix valor que un quadrat amb una espècie “en perill”.

Els mapes 7.23, 7.25 i 7.27 mostren el número estimat d'espècies d'ocells en temporada de nidificació, la descripció de la categoria de l'UICN i el valor de l'índex ICONS respectivament per l'àmbit del Parc Natural de Sant Llorenç.

Per incloure el valor descriptiu de conservació de l'UICN com a atribut de cada EOA, s'han combinat ambdues capes i en aquells casos que un EOA es trobés entre dos o més quadrats de valors diferents s'ha optat per incloure el valor d'aquell que tingués un àrea major coincident amb l'EOA (mapa 7.26). Pel cas dels valors numèrics (número estimat d'espècies presents i índex ICONS) s'ha pres com a atribut el valor mitjà ponderat per l'àrea, és a dir, la mitjana dels valors dels quadrats 1x1 (en cas que siguin més d'un) que es superposen amb un EOA tenint en compte l'àrea d'encreuament de cadascun. Per això ha estat necessari rasteritzar el vector de valoració d'ocells nidificants per a cada atribut a 10m de resolució i fer-ne la combinació analítica amb el vector d'EOA (mapa 7.24 per el número estimat d'espècies presents i mapa 7.28 per l'índex ICONS).

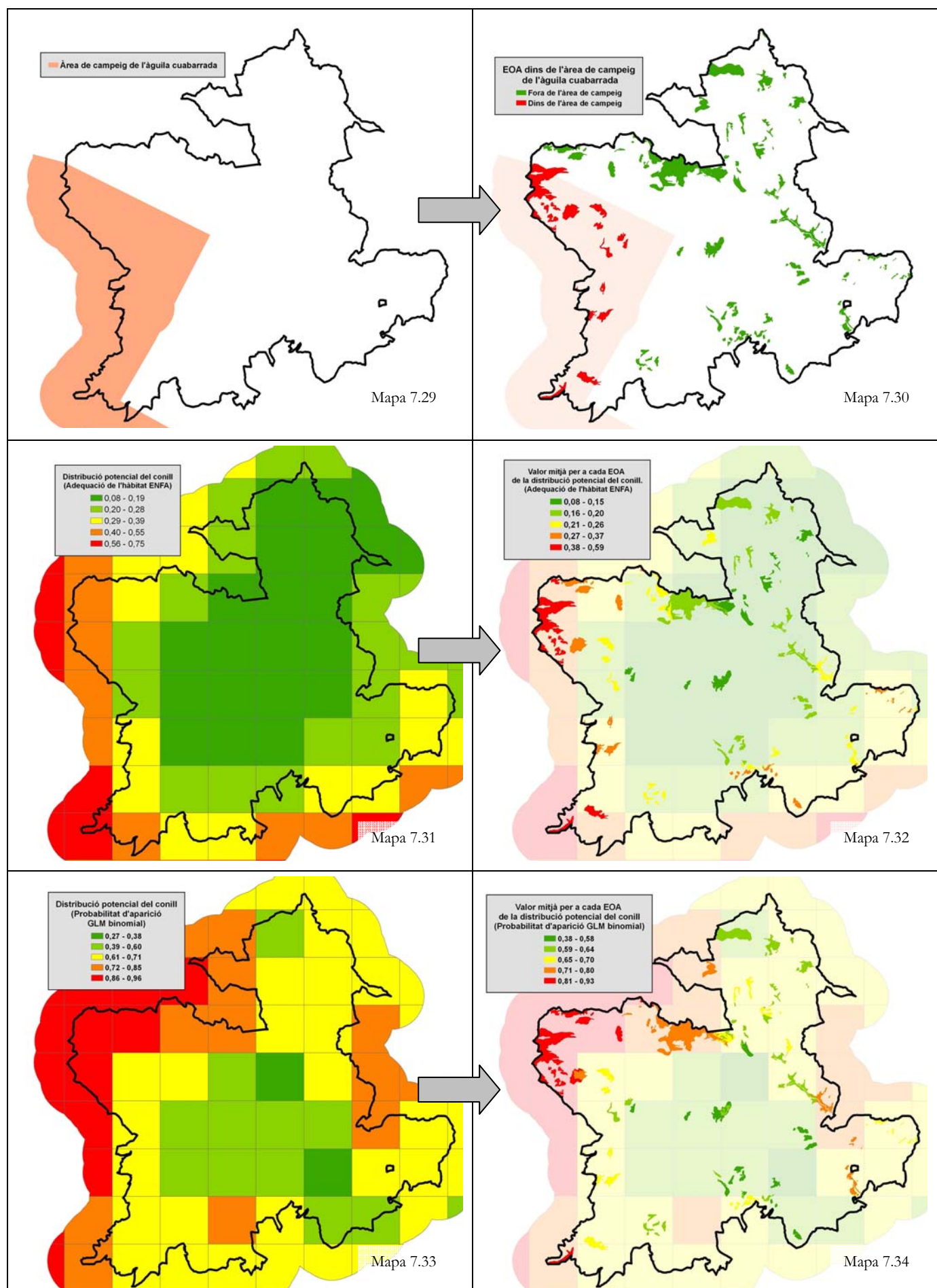


### **Àrea de cacera de l'àguila cuabarrada i distribució potencial de conill**

La representació cartogràfica de les àrees de cacera o campeig més actives de l'àguila cuabarrada o perdiguera (*Hieraaetus fasciatus*) forma part també del catàleg del SITXELL i es basa en observacions empíriques. Per l'àmbit del Parc aquesta àrea actualment es restringeix a la seva part més occidental (mapa 7.29) dividint els EOA entre aquells que s'hi troben inclosos i aquells que s'hi troben exclosos (mapa 7.30)

La distribució potencial del conill (*Oryctolagus cuniculus*), principal presa de l'àguila cuabarrada, també es troba representada cartogràficament al SITXELL. En aquest cas s'integra en un base vectorial que inclou la distribució potencial de diferents espècies de mamífers mediterranis en una quadrícula 2x2Km. La distribució potencial del conill és mesurada segons el model de l'adequació de l'hàbitat ENFA (mapa 7.31) o segons el model de la probabilitat d'aparició GLM binomial (mapa 7.33).

Com en el cas de la valoració d'ocells nidificants, el procés d'incorporació d'aquests valors com a atributs dels EOA s'ha dut a terme mitjançant una combinació analítica de capes entre el vector d'EOA i la capa rasteritzada de distribució potencial per a cada model. Així, s'obtenen els valors mitjans ponderats per l'àrea de cada EOA (mapa 7.32 pel model d'adequació a l'hàbitat EMFA i mapa 7.34 pel model de la probabilitat d'aparició GLM binomial).

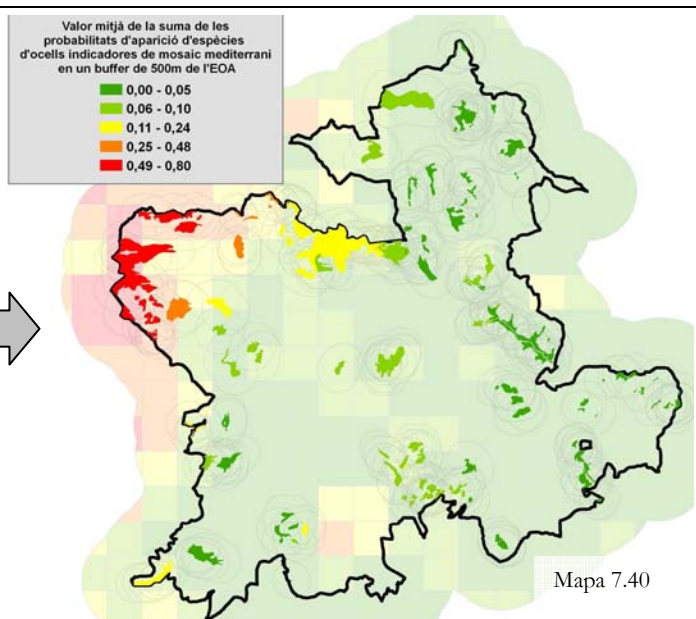
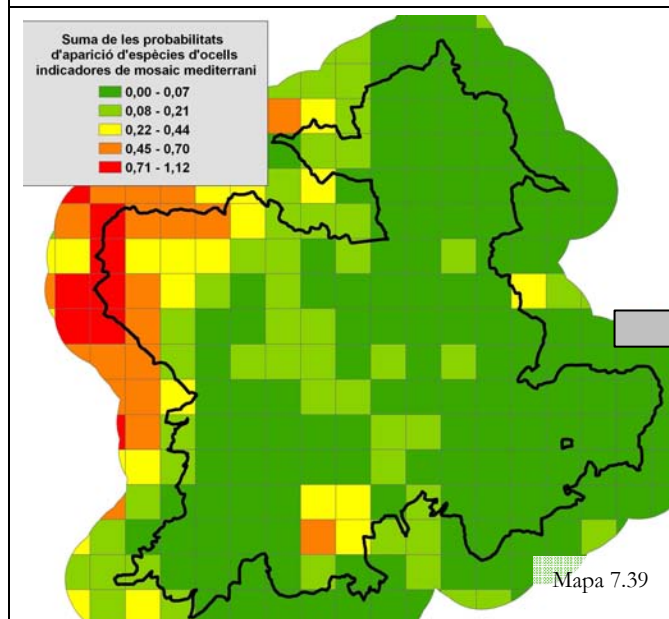
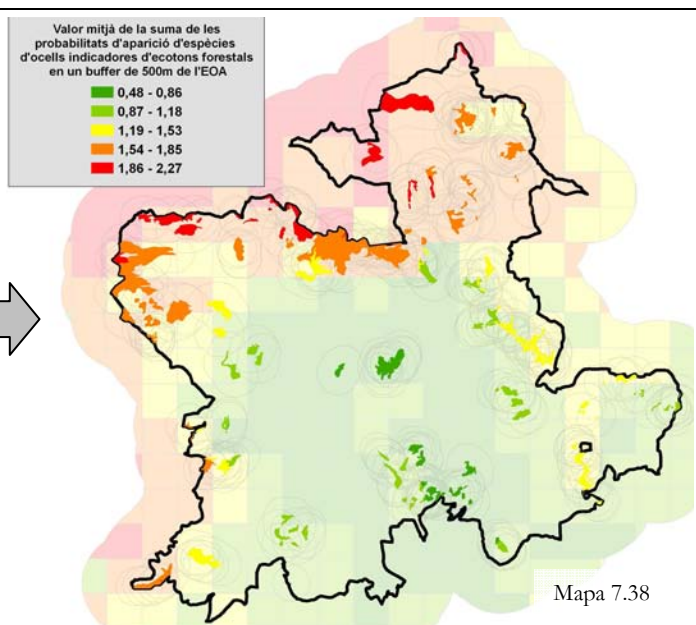
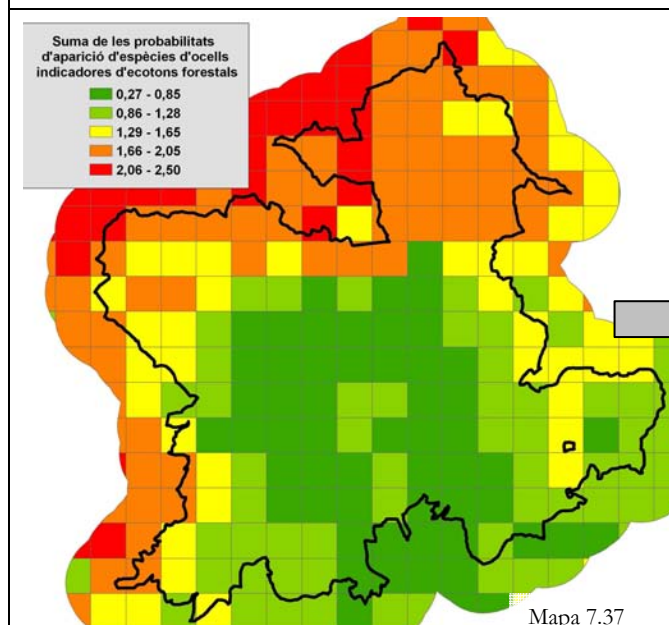
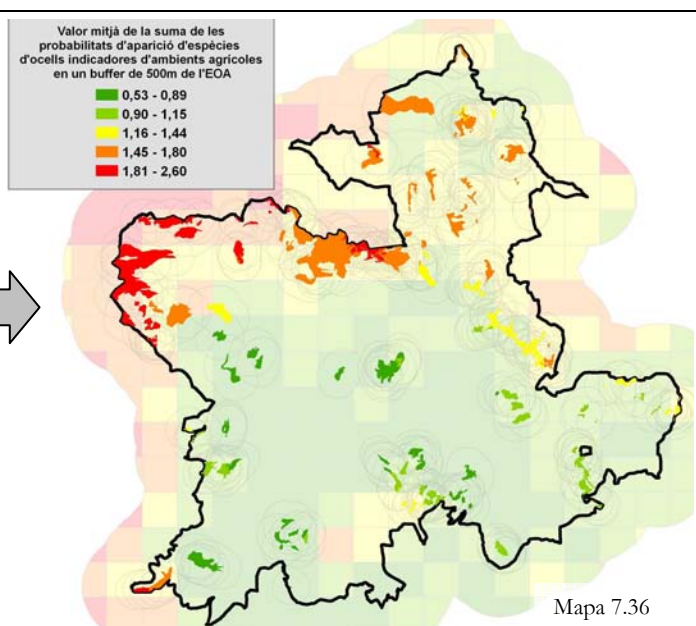
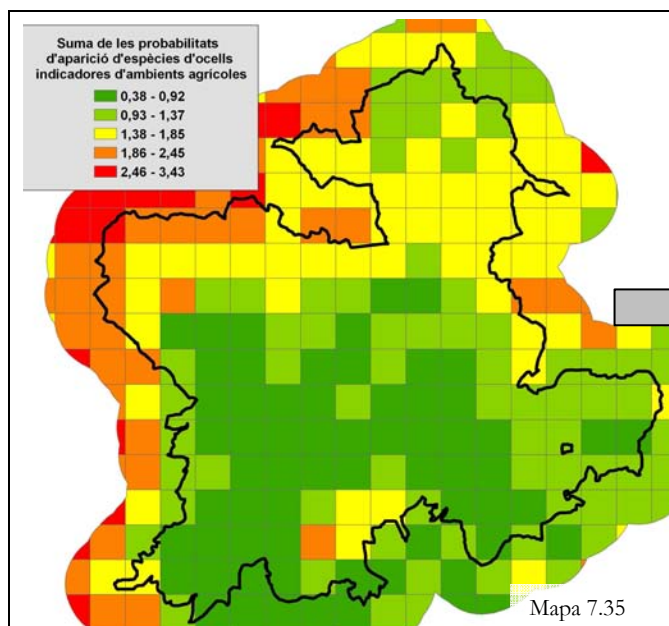


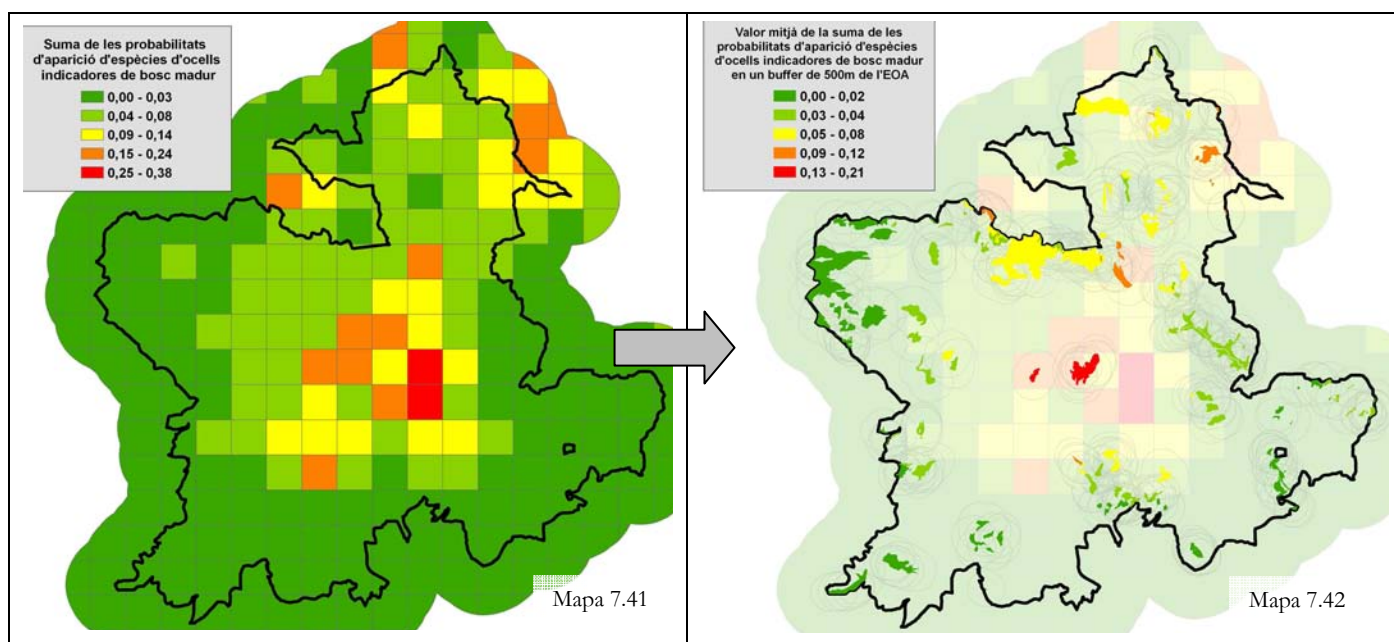


### Ocells bioindicadors

El vector d'ocells bioindicadors forma part també del SIXTELL i representa la suma de probabilitats d'aparició d'espècies d'ocells indicadores de diferents ambients o hàbitats presents a Catalunya per quadrícula UTM 1x1Km. La informació de base prové dels mapes d'índex d'abundància de l'*Atles dels ocells nidificants de Catalunya 1999-2002* (Estrada *et al.*, 2002). Com s'ha comentat en el capítol 2, els ocells són coneguts indicadors ambientals, que han estat tradicionalment emprats en l'avaluació de la resposta dels organismes enfront les modificacions de l'entorn. És per aquest motiu que aquests indicadors fan referència a l'impacte de l'activitat humana sobre diversos sistemes naturals de Catalunya. Pel cas de Sant Llorenç hem seleccionat els indicadors que mostren l'alteració del medi per abandonament de les activitats tradicionals d'ús del territori en ambients mediterranis. Aquests són: l'indicador de maduresa forestal (mapa 7.41), l'indicador d'ecotons forestals (mapa 7.37) i l'indicador de mosaics de prats i bosquines mediterranis (mapa 7.39). També hem seleccionat l'indicador d'ambients agrícoles (mapa 7.35) perquè tot i que pretén avaluar la intensificació agrícola i no l'abandonament creiem que també pot tenir importància pel cas de Sant Llorenç, ja que no deixa de ser una mesura de la pèrdua d'usos agrícoles tradicionals. En tots els casos, la interpretació del mapa és similar, ja que sempre representa aquelles zones que mantenen comunitats poc (o relativament poc) afectades per cada una de les alteracions antròpiques. Es tracta, doncs, d'indicadors d'estat.

La incorporació d'aquests valors com a atributs dels EOA, s'ha realitzat com en casos anteriors, a partir de la combinació analítica de capes. S'han generat els ràsters de 10m de resolució corresponents a cada indicador seleccionat i s'han combinat amb el vector de buffer de 500m d'EOA de manera que s'obtingués el valor mitjà ponderat per l'àrea de buffer de 500m de cada EOA de la suma de les probabilitats d'aparició d'espècies d'ocells indicadores d'ambients agrícoles (mapa 7.36), d'ecotons forestal (mapa 7.38), de mosaic de prats i bosquines mediterranis (mapa 7.40) i de bosc madur (mapa 7.42). L'ús del buffer de 500 s'ha emprat com en casos anteriors per salvar en certa manera el problema d'escala entre capes, i sobretot per tenir en compte l'àrea circumdant a cada EOA en l'anàlisi, ja que el que es valorarà és l'efecte de manteniment o recuperació de cada espai sobre el territori en el qual s'insereix.





## **7.3.- RESULTATS. CATÀLEG D'EOA ACTUALS I POTENCIALS**

### **7.3.1. Algunes observacions**

Un cop calculats tots aquests atributs pels diferents EOA actuals i històrics (o potencials) es podrien realitzar múltiples anàlisis per tal d'intentar arribar a correlacions significatives entre diferents paràmetres (per exemple entre tipus de coberta i valoració d'ocells nidificants). No obstant, l'objectiu principal d'aquest estudi és arribar a una priorització dels diferents EOA en base a una selecció d'aquests atributs (procés que es desenvolupa en el següent capítol), i per tant en aquest apartat ens limitarem a posar de manifest algunes observacions significatives que es poden constatar a partir de la representació cartogràfica dels diferents atributs.

Els atributs de identificació i situació administrativa mostren, en primer lloc, que existeix un nombre elevat d'òrgans administratius implicats en el Parc, ja que inclou 3 comarques i fins a 12 municipis. A més, bona part del Parc es troba en mans privades i en algunes zones la compartimentació parcel·laria és alta. Això podria causar entrebancs a l'hora d'aplicar un pla de manteniment i recuperació d'EOA per tot l'àmbit del Parc, però en qualsevol cas aquest és un tema que s'hauria de valorar en fases més executives del procés. D'altra banda, també és cert que la Diputació de Barcelona, òrgan gestor del Parc, és propietària de bona part de les finques centrals, cosa que facilitaria l'actuació per determinats EOA.

L'àrea i perímetre indiquen que majoritàriament els EOA són de mida petita (per l'àrea, la mediana té un valor de 0,76ha., veure taula 7.2). Cal tenir present, però, que la "parcel·lació" segons el grau d'abandonament (actius, abandonats recents, actius el 1956 i abandonats el 1956) de la capa vectorial ha dividit molts EOA que n'havien conformat un de sol en el passat. Agregant els polígons del vector sense tenir en compte aquesta categorització i recalculant els valors estadístics observem que les tesselles agràries serien, en general, més extenses, amb una mediana de 3,07ha. (taula 7.2).

L'altitud, pendent i factor LS reflecteixen el relleu abrupte que conformen el massís de Sant Llorenç i la Serra de l'Obac. Si bé la major part d'EOA es situen als vessants inferiors del Parc, per raons òbvies, trobem excepcions remarcables en les feixes de la Mola o la Mata, situades a una considerable altitud. També cal tenir en compte que els valors de pendent, al estar calculats a partir d'un model digital d'elevacions de 10m de resolució, no poden incloure l'efecte de moltes de les feixes presents en molts EOA.

L'anàlisi de distàncies a l'EOA més proper i, en menor grau, l'àrea d'espai obert circumdant indiquen una clara menor presència d'espais oberts a l'interior del Parc, situats majoritàriament a les zones més perifèriques. Són els antics camps de Puigdoure, el Pudget, Mata-rodona i la Coma d'en Vila, juntament amb la Mata, els que posseeixen un grau d'aïllament més elevat. Pel què fa a la presència d'espais oberts no agraris, principalment cal destacar l'extensa zona de matollar situada al nord-oest del Parc i l'efecte, encara present, del GIF de 2003 a la part nord-est.

Tant els atributs de flora endèmica, rara o amenaçada com el valor VGI assenyalen una major valor de conservació a nivell botànic en les zones més interiors del Parc, segurament a causa de la presència de cobertes forestals més madures. La major part d'EOA, per tant, incorporen valors baixos per aquest atribut. Contràriament, els atributs provinents del vector de valoració d'ocells nidificants expressen un major valor de conservació en les àrees més perifèriques del Parc i en les adjacents al mateix, àrees que, generalment, contenen una elevada presència d'espais agrícoles. Aquest atribut indica, per tant, que existeix un major nombre d'espècies d'ocells i que



aquestes són més valuoses en termes de conservació en aquestes zones, fet que estaria en consonància amb les observacions d'altres estudis realitzats en aquest àmbit (Pino *et al.*, 2000), que situen un major grau de biodiversitat d'ocells en les àrees agràries adjacents als Parcs de Sant Llorenç i el Montseny que dins els límits protegits. Els atributs de distribució potencial del conill i els de probabilitat d'aparició d'espècies d'ocells indicadores d'ambients agrícoles, d'ecotons forestals i de prats i bosquines mediterrànies també indiquen aquesta menor presència (potencial) de fauna d'espais oberts a l'interior del Parc, emfatitzant altra vegada la importància d'aquests espais en termes de biodiversitat. En canvi, l'indicador de bosc madur lògicament assenyalava una major presència d'espècies forestals a la part central del Parc, sobretot on es situa una important roureda. No obstant, els valors absoluts d'aquest atribut, juntament amb l'indicador de prats i bosquines mediterrànies, són baixos. En el segon cas, la raó principal seria l'evident falta d'aquests tipus de coberta en el Parc, però en el primer cas la causa seria la inexistència d'espècies forestals nidificants típicament mediterrànies (Herrando, 2005).

Finalment, pel què fa al risc d'incendi, la major part del Parc, i per tant d'EOA, es situa en un nivell alt de risc d'incendi (valor 3). Les zones amb menor risc generalment coincideixen amb les zones de roquissar o de conreus encara actius, tot i que la baixa resolució de la capa impedeix arribar a correlacions significatives.

|                               | Mitjana | Mínim  | Màxim    | Desviació | Mediana |
|-------------------------------|---------|--------|----------|-----------|---------|
| Àrea (ha)                     | 2,65    | 0,08   | 87,23    | 6,60      | 0,76    |
| Perímetre (m)                 | 1034    | 116    | 11084    | 1229      | 618     |
| Altitud (m)                   | 548     | 300    | 1070     | 116       | 543     |
| Pendent (%)                   | 29,8    | 6,0    | 73,2     | 12,5      | 27,9    |
| Orientació (°)                | 176,6   | 13,8   | 334,2    | 73,3      | 183,1   |
| Irradiància (Kwh/m²)          | 1605    | 1046   | 1930     | 158       | 1630    |
| Índex flora endèmica          | 1,8     | 0,0    | 6,0      | 1,6       | 3,0     |
| Valor VGI                     | 1,1     | 0,0    | 7,0      | 1,9       | 0,0     |
| Índex ICONS (ocells)          | 285     | 28     | 1009     | 230       | 224     |
| Riquesa (ocells)              | 36      | 27     | 47       | 5         | 36      |
| Conill (ENFA)                 | 0,22    | 0,08   | 0,59     | 0,09      | 0,18    |
| Conill (GLM)                  | 0,68    | 0,38   | 0,93     | 0,10      | 0,65    |
| Valor risc incendi            | 2,73    | 2,00   | 3,24     | 0,25      | 2,77    |
| Valor impacte (distàncies, m) | 2944108 | 57     | 26811854 | 4809724   | 1049418 |
| Àrea oberta circumdant (m²)   | 1487403 | 111626 | 5242507  | 1091270   | 1042002 |
| Indicador ocells agrícoles    | 1,37    | 0,53   | 2,60     | 0,40      | 1,39    |
| Indicador ocells bosc         | 0,04    | 0,00   | 0,21     | 0,04      | 0,04    |
| Indicador ocells ecotons      | 1,42    | 0,48   | 2,27     | 0,40      | 1,42    |
| Indicador ocells mosaic       | 0,10    | 0,00   | 0,80     | 0,16      | 0,05    |
| Factor LS                     | 10,3    | 0,8    | 38,0     | 5,2       | 9,1     |
| Perímetre –AGREGAT-(m)        | 1422    | 144    | 17769    | 1853      | 1039    |
| Àrea-AGREGAT-(ha)             | 7,58    | 0,11   | 181,96   | 19,23     | 3,07    |

Taula 7.2: Valors estadístics bàsics pels diferents atributs numèrics calculats.

### 7.3.2.- Fitxes del catàleg d'EOA actuals i potencials


Els diferents atributs calculats per a cada EOA també s'exposen en forma de fitxes incloses en un informe integrat a la mateixa GDB, constituint el catàleg d'espais oberts agraris del Parc Natural de Sant Llorenç del Munt. A continuació se'n presenten dos exemples: l'antic camp de la Coma d'en Vila (figura 7.5) i el conreu, encara actiu, del Dalmau (figura 7.6).

| ATRIBUTS D'IDENTIFICACIÓ I SITUACIÓ |                | ATRIBUTS DE PAISATGE I TERRENY                          |          |
|-------------------------------------|----------------|---|----------|
| Codi identificatiu únic:            | 327            | Àrea (ha):  | 5,488    |
| Estat:                              | EOA actiu 1956 | Perímetre (m):  | 1134     |
| Codi de parcel·la:                  | 0              | Altitud (m)*:   | 889      |
| Nom de la finca:                    | Coma d'en Vila | Pendent (%)*:   | 27       |
| Nom del propietari:                 | Diputació BCN  | Orientació (graus)*:                                    | 173      |
| Telèfon del propietari:             | 934022222      | Irradiància (kWh/m2)*:                                  | 1761     |
| Coordenada UTM X:                   | 414600,1       | Factor LS*:   | 8,9      |
| Coordenada UTM Y:                   | 4613374,9      | Valor d'impacte sobre la distribució de distàncies (m): | 17749361 |
| Municipi:                           | Mura           |   |          |
| Comarca:                            | Bages          |   |          |

| ATRIBUTS DE FLORA I VEGETACIÓ                          |  | ATRIBUTS DE FAUNA  |                     |
|--|--|--|---------------------|
| Especies presents de flora endèmica, rara o amenaçada: | Avenula pratensis subsp. gonzaloi      | Nº d'especies d'ocells en temp. de nidificació*:                     | 29                  |
|  | Dianthus seguieri subsp. requienii     | Descripció de la categoria UICN:                                     | Propera a l'amenaça |
|  | Hieracium rectum                       | Índex d'interès territorial segons valor UICN*:                      | 60                  |
|  | Knautia arvernensis subsp. catalaunica | Dins (1) o fora (0) d'àrea de campeig de l'Àliga cuabarrada:         | 0                   |
|  |  |  |                     |
| Índex d'abundància (flora endèmica):                   | 4                                      | Distribució potencial del conill:                                    |                     |
| Valoració Global d'Interès de l'hàbitat*:              | 7,00                                   | Probabilitat d'aparició GLM binomial*:                               | 0,56                |
| Àrea d'espais oberts circumdants (m2):                 | 430050                                 | Adequació de l'hàbitat ENFA*:  | 0,08                |
| Risc bàsic d'incendi forestal*:                        | 2,96                                   | Suma de probabilitats d'aparició d'especies d'ocells indicadores de: |                     |
|  |  | Ambients agrícoles*:   | 0,84                |
|  |  | Bosc madur*:   | 0,15                |
|  |  | Ecotons forestals*:  | 0,69                |
|  |  | Mosaic mediterrani*:   | 0,08                |

| REPRESENTACIÓ CARTOGRÀFICA  |
|---|
|  |

\* Valor mitjà segons àrea o buffer.

Figura 7.5: Fitxa d'atributs de l'EOA "Coma d'en Vila"

## CATÀLEG D'ATRIBUTS DELS EOA ACTUALS I POTENCIALS DEL PARC NATURAL DE SANT LLORENÇ DEL MUNT I L'OBAC


|   |  |                  |  |  |  |  |  |  |  |  |   |
|---|--|------------------|--|--|--|--|--|--|--|--|---|
| <h3 style="text-align: center; margin-top: 0;">ATRIBUTS D'IDENTIFICACIÓ I SITUACIÓ</h3> <p>Codi identificatiu únic: <input style="width: 80px;" type="text" value="196"/></p> <p>Estat: <input style="width: 150px;" type="text" value="EOA actiu"/></p> <p>Codi de parcel·la: <input style="width: 60px;" type="text" value="210"/></p> <p>Nom de la finca: <input style="width: 120px;" type="text" value="El Dalmau"/></p> <p>Nom del propietari: <input style="width: 150px;" type="text" value="Joan Dalmau"/></p> <p>Telèfon del propietari: <input style="width: 100px;" type="text" value="937260512"/></p> <p>Coordenada UTM X: <input style="width: 100px;" type="text" value="419627,8"/></p> <p>Coordenada UTM Y: <input style="width: 100px;" type="text" value="4612463,6"/></p> <p>Municipi: <input style="width: 120px;" type="text" value="Sant Llorenç Savall"/></p> <p>Comarca: <input style="width: 120px;" type="text" value="Vallès Occidental"/></p>   | <h3 style="text-align: center; margin-top: 0;">ATRIBUTS DE PAISATGE I TERRENY</h3> <p>Àrea (ha): <input style="width: 80px;" type="text" value="5,636"/></p> <p>Perímetre (m): <input style="width: 80px;" type="text" value="1205"/></p> <p>Altitud (m)*: <input style="width: 100px;" type="text" value="530"/></p> <p>Pendent (%)*: <input style="width: 100px;" type="text" value="18"/></p> <p>Orientació (graus)*: <input style="width: 100px;" type="text" value="111"/></p> <p>Irradiància (kWh/m2)*: <input style="width: 100px;" type="text" value="1307"/></p> <p>Factor LS*: <input style="width: 100px;" type="text" value="4,7"/></p> <p>Valor d'impacte sobre la distribució de distàncies (m): <input style="width: 100px;" type="text" value="11586102"/></p> |                  |  |  |  |  |  |  |  |  |   |
| <h3 style="text-align: center; margin-top: 0;">ATRIBUTS DE FLORA I VEGETACIÓ</h3> <table style="width: 100%; border-collapse: collapse;"> <tr> <td style="width: 20%; text-align: right;">Espècies presents de flora endèmica, rara o amenaçada:</td> <td style="border: 1px solid black; padding: 2px;">Narcissus dubius</td> </tr> <tr><td></td><td style="border: 1px solid black; height: 20px;"></td></tr> <tr><td></td><td style="border: 1px solid black; height: 20px;"></td></tr> <tr><td></td><td style="border: 1px solid black; height: 20px;"></td></tr> <tr><td></td><td style="border: 1px solid black; height: 20px;"></td></tr> </table> <p>Índex d'abundància (flora endèmica): <input style="width: 40px;" type="text" value="1"/></p> <p>Valoració Global d'Interès de l'hàbitat*: <input style="width: 60px;" type="text" value="0,00"/></p> <p>Àrea d'espais oberts circumdants (m2): <input style="width: 100px;" type="text" value="385034"/></p> <p>Risc bàsic d'incendi forestal*: <input style="width: 60px;" type="text" value="2,73"/></p> | Espècies presents de flora endèmica, rara o amenaçada:   | Narcissus dubius |  |  |  |  |  |  |  |  | <h3 style="text-align: center; margin-top: 0;">ATRIBUTS DE FAUNA</h3> <p>Nº d'espècies d'ocells en temp. de nidificació*: <input style="width: 40px;" type="text" value="31"/></p> <p>Descripció de la categoria UICN: <input style="width: 150px;" type="text" value="Propera a l'amenaça"/></p> <p>Índex d'interès territorial segons valor UICN*: <input style="width: 60px;" type="text" value="124"/></p> <p>Dins (1) o fora (0) d'àrea de campeig de l'Àliga cuabarrada: <input style="width: 40px;" type="text" value="0"/></p> <p>Distribució potencial del conill:</p> <p>Probabilitat d'aparició GLM binomial*: <input style="width: 60px;" type="text" value="0,49"/></p> <p>Adequació de l'hàbitat ENFA*: <input style="width: 60px;" type="text" value="0,18"/></p> <p>Suma de probabilitats d'aparició d'espècies d'ocells indicadores de:</p> <p>Ambients agrícoles*: <input style="width: 60px;" type="text" value="0,99"/></p> <p>Bosc madur*: <input style="width: 60px;" type="text" value="0,03"/></p> <p>Ecotons forestals*: <input style="width: 60px;" type="text" value="1,04"/></p> <p>Mosaic mediterrani*: <input style="width: 60px;" type="text" value="0,02"/></p> |
| Espècies presents de flora endèmica, rara o amenaçada:  | Narcissus dubius   |                  |  |  |  |  |  |  |  |  |   |
|   |  |                  |  |  |  |  |  |  |  |  |   |
|   |  |                  |  |  |  |  |  |  |  |  |   |
|   |  |                  |  |  |  |  |  |  |  |  |   |
|   |  |                  |  |  |  |  |  |  |  |  |   |
| <h3 style="text-align: center; margin-top: 0;">REPRESENTACIÓ CARTOGRÀFICA</h3>   | <p>* Valor mitjà segons àrea o buffer.</p>   |                  |  |  |  |  |  |  |  |  |   |

Figura 7.6: Fítexa d'atributs de l'EOA "El Dalmau".

## 8.- PRIORITZACIÓ DELS EOA MITJANÇANT UNA INTEGRACIÓ SIG-AVALUACIÓ MULTICRITERI

### 8.1.- SIG I AVALUACIÓ MULTICRITERI. ANTECEDENTS.

La teoria de decisió concerneix la lògica amb la qual s'arriba a una tria entre alternatives. L'avaluació o anàlisi multicriteri (AMC) es situa en l'àmbit d'aquesta teoria i es pot definir com un conjunt de tècniques orientades a assistir en els processos de presa de decisions. L'objectiu bàsic de les tècniques d'AMC és “investigar un número d'alternatives sota la llum de múltiples criteris i objectius en conflicte” (o complementaris) (Voogd, 1983). Segons això és possible “generar solucions de compromís i jerarquitzacions de les alternatives d'acord amb el seu grau d'atracció (o aptitud)” (Janssen i Rietveld, 1990). La presa de decisions multicriteri es pot entendre com un “món de conceptes, aproximacions, models i mètodes, per auxiliar als centres decisors a descriure, avaluar, ordenar, jerarquitzar, prioritzar, seleccionar o rebutjar objectes, en base a una avaluació (expressada per puntuacions, valors o intensitats de preferència) d'acord a varis criteris. Aquests criteris poden representar diferents aspectes de la teleologia: objectius, metes, valors de referència, nivells d'aspiració o utilitat” (Colson i De Bruin, 1989).

Tot i que la generalització de l'anàlisi multicriteri es produeix a partir dels anys 70 del segle XX, es poden trobar els primers antecedents ja en el segle XVIII. Les reflexions polítiques a França sobre l'acció dels jutges i la seva translació a la política (elecció social) porten a personatges com Condorcet a profunditzar sobre la presa de decisions a la llum de varis criteris (Gómez i Barredo, 2005). Actualment existeixen múltiples metodologies d'AMC i és una eina cada cop més estesa en moltes disciplines. De fet, l'AMC s'està erigint com a paradigma de les perspectives interdisciplinàries, on la complexitat dels problemes que es plantegen impedeix l'ús d'una lògica “unicriteri” i plenament commensurable (veure per exemple el cas de l'economia ecològica a Munda, 1995).

La integració de l'AMC amb els SIG és bastant més recent, però ha guanyat un creixent interès en els últims 15 anys (Malczewski, 2006) com mostra el continu augment del número d'articles publicats (figura 8.1).

Els problemes de decisió amb component espacial típicament comporten un ampli conjunt d'alternatives factibles i múltiples criteris d'avaluació molts cops conflictius i incommensurables. Aquestes dues àrees

de recerca i gestió, SIG i AMC, poden beneficiar-se mútuament (Laaribi *et al.*, 1996, Malczewski,

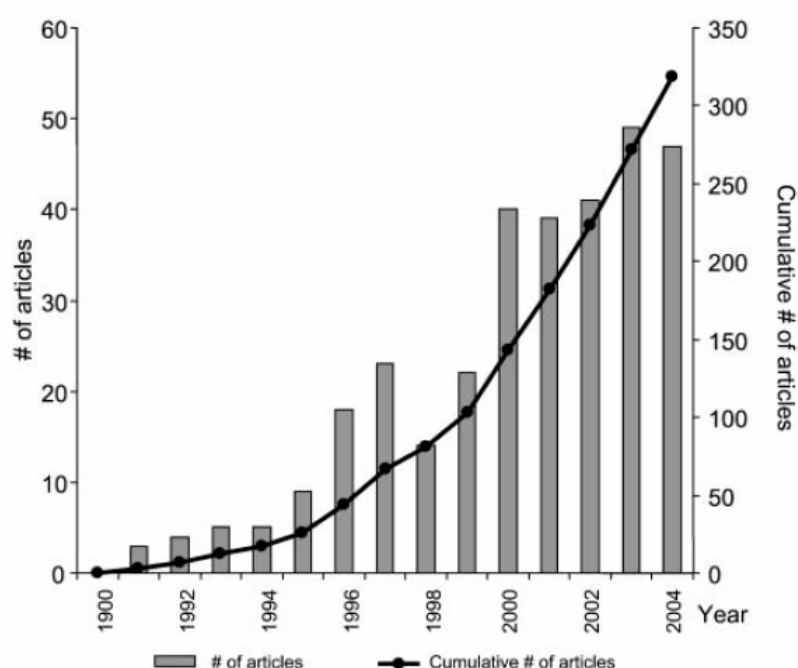


Figura 8.1 : N° total d'articles de SIG-AMC per any pel període 1990-2004. (Malczewski, 2006)

1999, Thill 1999, Chakhar i Martel, 2003, citats a Malczewski, 2006). D'una banda, les tècniques i procediments SIG tenen un important rol a jugar en l'anàlisi de problemes de decisió. De fet, els SIG són sovint reconeguts com a "sistemes de suport a la decisió que comporten la integració de dades geogràficament referenciades en la resolució de problemes" (Cowen, 1988). D'altra banda, l'AMC proveeix una extensa col·lecció de tècniques i procediments per estructurar problemes de decisió, així com pel disseny, avaluació i priorització de decisions alternatives. Al nivell més rudimentari, la integració SIG-AMC es podria veure com el procés que transforma i combina dades geogràfiques i judicis de valor per obtenir informació per a la presa de decisions (Malczewski, 2006). Gómez i Barredo (2005) argumenten que aquesta integració permet realitzar procediments simultanis d'anàlisi pel què fa als dos components de la dada geogràfica: espacial i temàtica, proveint solucions a problemes espacials complexos.

Eastman (1993) distingeix dues àrees d'interès per a la integració SIG-AMC, les decisions polítiques (*policy decisions*) i les decisions d'assignació de recursos (*resource allocation decisions*). La segona comporta decisions que directament afecten l'ús de recursos (e.g. sòl o *land*) mentre la primera només pretén influenciar en el comportament de decisió d'altres que a la vegada realitzaran compromisos sobre recursos.

Actualment ja existeix una literatura de referència bastant ben establerta pel què fa a la integració SIG-AMC (e.g. Voogd, 1983; Diamond i Wright, 1988; Janssen i Rietveld, 1990; Carver, 1991; Eastman *et al.*, 1993; Jankowski, 1995; Malczewski, 1999; Thill, 1999; Laaribi, 2000; Chakhar i Martel, 2003; Gómez i Barredo, 2005). No obstant, encara alguns termes i processos que s'apliquen no compten amb un consens general pel què fa a la seva utilització. Pel desenvolupament metodològic d'aquest capítol s'han pres majoritàriament com a referència les bases conceptuals i terminològiques que apliquen Eastman (1993), Malczewski (1999) i Gómez i Barredo (2005).



## **8.2.- PROCÉS METODOLÒGIC PEL CAS D'ESTUDI**

### **8.2.1.- Fases d'aplicació**

En general, l'aplicació d'un mètode d'AMC (estigui integrat o no amb un SIG) ha de seguir un model racional de presa de decisions que es pot estructurar en les següents fases (adaptat de Gómez i Barredo, 2005):

- Definició del problema i objectiu general. Existeix un estat actual i un estat desitjat o preferible i la diferència entre els dos es formula com un problema de decisió. En el cas d'estudi el problema vindria donat per les conseqüències negatives provocades per l'abandonament d'activitats agropecuàries tradicionals en el Parc que han donat lloc a un estat no desitjat del mateix.
- Generació d'alternatives i selecció de criteris. Es plantegen les possibles alternatives al problema (en un cas de planificació com el que es presenta, aquestes serien el territori potencial on es desenvoluparia l'activitat proposada, o sigui, els EOA) i s'estableixen els criteris mitjançant els quals s'avaluaran aquestes alternatives. És en aquesta fase on, si s'escau, s'efectua la normalització i ponderació dels criteris.
- Avaluació de les alternatives. S'avaluen les alternatives mitjançant, per exemple, l'obtenció d'un nivell d'adequació, aptitud, impacte o idoneïtat de cada alternativa en funció dels criteris establerts i el mètode d'AMC.
- Selecció d'alternatives. Un cop avaluades, el resultat dona lloc a una priorització o jerarquització de les alternatives (de més a menys desitjables o favorables segons els criteris plantejats). Es pot realitzar una selecció final sobre la priorització.
- Anàlisi de sensibilitat. L'anàlisi de sensibilitat serveix per validar en certa manera el procés que s'ha seguit per arribar als resultats. Es basa en el *what if* dels Sistemes Interactius d'Ajuda a la Decisió (SIAD), per exemple mitjançant l'ús de diferents ponderacions pels criteris o diferents mètodes d'AMC.

L'esquema següent (figura 8.2) representa aquest procés d'aplicació pel cas d'estudi, és a dir, per un sistema d'integració entre SIG i AMC. Degut al mètode emprat pel tractament de la informació geogràfica (capítol anterior), l'AMC s'aplica sobre una sola base cartogràfica: el vector d'EOA (les alternatives) que ja incorpora la informació temàtica necessària per a l'avaluació. Això difereix d'altres integracions SIG-AMC (per exemple quan la informació geogràfica es troba en format ràster) en les que cada criteri constitueix una capa cartogràfica independent.

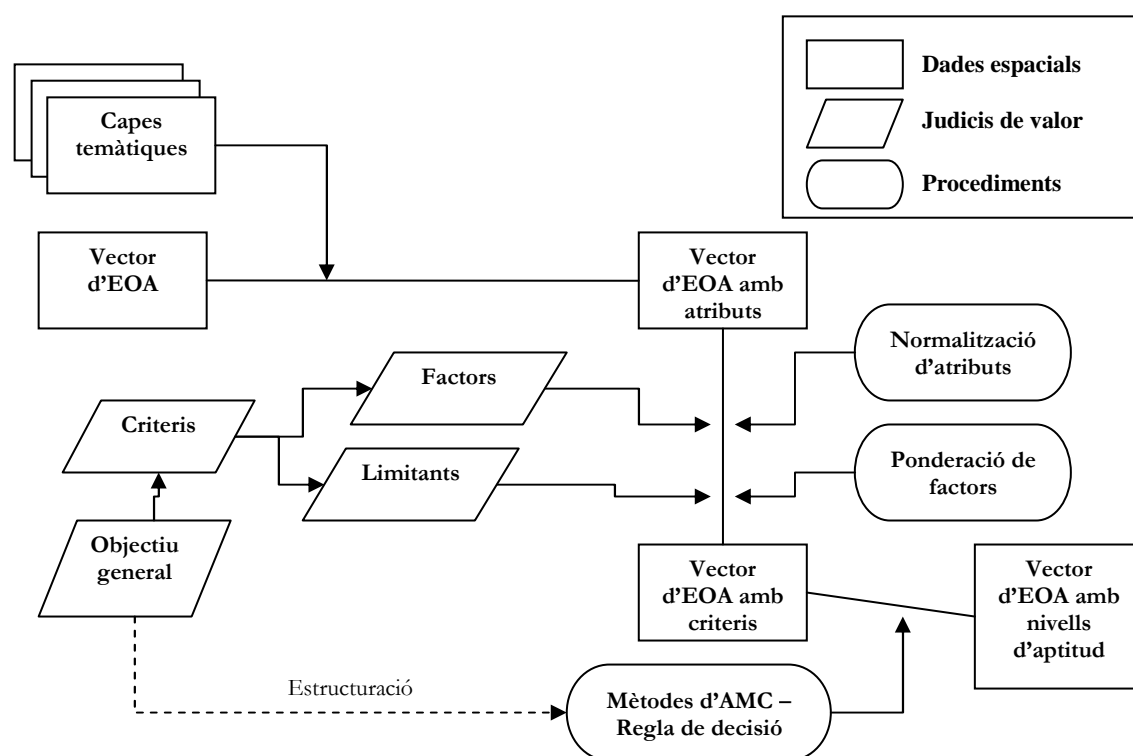


Figura 8.2: Esquema dels procés d'integració SIG-AMC pel cas d'estudi (adaptat de Gómez i Barredo, 2005)

A continuació es descriuran els diferents elements d'aquest procés.

### 8.2.2.- Objectiu general, regla de decisió i alternatives

Les regles de decisió estan estructurades en el context d'un objectiu general. La naturalesa d'aquest objectiu, i com és vist pels decisors, servirà com a guia pel desenvolupament d'una regla de decisió específica. “Un objectiu seria, per tant, una *perspectiva* que serveix per guiar l'estructura de la regla de decisió” (Eastman *et al.*, 1993).

“La regla de decisió seria el procediment o el mètode d'AMC pel qual els criteris són seleccionats i combinats per arribar a una avaluació particular i pel qual les avaluacions són comparades. Una regla de decisió pot ser tan simple com aplicar un llindar segons un sol criteri (per exemple, tot el territori amb pendents inferiors a 35% és apte per ús agrícola) o pot ser tan complicada com per incloure la comparació de diferents AMCs” (Eastman *et al.*, 1993). Més endavant es descriuen els mètodes d'AMC emprats per aquest cas.

La regla de decisió pot realitzar a priori dos tipus de procediments: la funció de selecció (*choice function*) i la selecció heurística (*choice heuristic*). En el primer cas, la regla de decisió “ofereix un mitjà matemàtic per comparar les alternatives. Realitzant algun tipus d'optimització (com maximitzar o minimitzar alguna característica mesurable), pel qual requereix teòricament que cada alternativa sigui avaluada”. (Eastman *et al.*, 1993).

D'altra banda la selecció heurística “especifica un procediment a seguir més que una funció a avaluar” (Eastman *et al.*, 1993). “La funció de selecció intenta classificar les alternatives en funció d'una característica mesurable, que usualment és el valor de capacitat d'acollida, mentre que la selecció heurística persegueix obtenir una selecció de només algunes alternatives del conjunt global d'aquestes” (Gómez i Barredo, 2005).

L'objectiu general es planteja sobre un element determinat, és a dir, sobre una sèrie d'alternatives. Des del punt de vista de la planificació territorial, es tractaria de cadascuna de les

parts d'un territori susceptibles a ser avaluades i seleccionades (aplicant la regla de decisió establerta). Cada alternativa està caracteritzada o definida per diferents criteris que intervenen en l'avaluació. En l'entorn pròpiament SIG, les alternatives estan representades per objectes o unitats espacials: cel·les o píxels en el model ràster, o bé polígons, línies o punts en el model vectorial, constituint el que s'anomena la capa temàtica d'objectes espacials (Gómez i Barredo, 2005).

En el cas d'estudi, l'objectiu general és determinar quins EOA actuals i històrics (les alternatives) és més important mantenir o recuperar per tal d'assolir o aproximar-nos a una sèrie d'objectius específics (els criteris). Mitjançant la regla de decisió es pretén obtenir una prioritització de les alternatives en base a un cert índex d'aptitud o idoneïtat que mesuri el grau de contribució de cada alternativa respecte els criteris-objectius específics plantejats (o el grau en què cada alternativa satisfà els objectius específics).

Les alternatives en aquest cas es troben representades pels polígons de la capa vectorial d'EOA, però, com s'ha dit, a diferència d'un model ràster, és aquesta pròpia capa (la capa temàtica d'objectes espacials) la que inclou (en la taula de dades associada) els atributs temàtics que, combinats o per sí sols, actuaran com a criteris en l'AMC.

### 8.2.3.- Selecció dels criteris (limitants i factors)

Els criteris (*criterion*) són un dels aspectes fonamentals de l'AMC. “Un criteri és certa base per a la presa d'una decisió, aquesta base pot ser mesurada i avaluada. És l'evidència sobre la qual es basa una decisió” (Eastman *et al.*, 1993). Voogd (1983), els defineix com “un aspecte mesurable d'un judici, pel qual una dimensió de les alternatives sota consideració pot ser caracteritzada”.

Malczewski (1999, 2006) argumenta que un criteri es pot referir tant a un atribut com a un objectiu, dividint l'AMC entre l'avaluació multi-atribut (MADA, *Multi-attribute decision analysis*) i l'avaluació multi-objectiu (MODA, *Multi-objective decision analysis*). En el cas d'estudi, els criteris es refereixen a objectius específics (e.g. minimitzar el risc d'incendi), però el seu grau d'assoliment és mesurable per atributs del territori (incorporats a cada alternativa). Per tant, ens trobem davant d'una MODA d'objectius complementaris, és a dir, en la qual les alternatives poden satisfer (en menor o major grau) tots els objectius proposats. Això permet l'ús d'un procés MADA (a través d'una extensió jeràrquica) per a l'obtenció de la decisió, ja que, per exemple, es poden assignar pesos a cada objectiu i combinar-los en un sol índex o valor d'aptitud. Aquest valor indicaria el grau en què cada alternativa satisfà els diferents objectius considerats (veure exemples semblants a Voogd, 1983; Carver, 1991; Eastman *et al.*, 1993). Aquesta situació difereix d'una MODA d'objectius en conflicte, on els objectius “competeixen per les àrees (alternatives) disponibles, ja que aquestes poden satisfer a un o altre objectiu, però no ambdós”. (Eastman *et al.*, 1993). El procediment en aquest cas és de major complexitat i requereix l'assoliment de solucions priorititzades o de solucions de compromís.

Els criteris poden ser de dos tipus: factors o limitants (també anomenats restriccions) (Eastman *et al.*, 1993). El criteri de tipus limitant restringeix la disponibilitat d'algunes alternatives en funció de l'activitat avaluada, amb aquest tipus de criteri s'exclouen varies categories de la capa analitzada per a l'avaluació, és a dir, en un anàlisi ràster es generaria una capa binària en la qual un codi (generalment amb valor 1) representa les alternatives susceptibles a ser elegides per a l'activitat, i un altre (generalment amb valor 0) la no disponibilitat per a l'activitat. En el cas del Parc, implícitament s'ha pres com un criteri limitant el tipus de coberta (actual i històrica). És a

dir, només s'han tingut en compte aquells espais que són o havien estat (almenys visiblement el 1956) d'ús agropecuari. L'ús d'un format vectorial ha fet innecessari la creació d'una capa binària que restringís les zones del Parc que incompleixen aquesta condició.

“El limitant també es pot expressar com alguna característica que la decisió final pot o ha de posseir” (Eastman *et al.* 1993). Aquest tipus de restriccions s'anomenen *goals* (Ignizio, 1985) o *targets* (Rosenthal, 1985). En el cas del Parc hem aplicat aquest tipus de limitant per l'atribut d'àrea de cada EOA. S'han considerat en l'AMC només aquells EOA dins un rang d'àrea entre 0,5 i 25ha. Els principals motius per establir aquest rang limitant es basen en la viabilitat per ús agropecuari (baixa per espais menors de 0,5ha.) i en el cost executiu de recuperació o manteniment dels EOA (massa poc rendible per espais menors de 0,5ha. i massa elevat per espais majors de 25ha.). Pel què fa al risc d'incendi, des del GRAF (Grup de Reforç d'Actuacions Forestals) s'argumenta que difícilment espais menors de 0,5ha. poden ser útils per a la prevenció i/o l'extinció d'incendis forestals o inclús per a la salvaguarda de persones o efectius de bombers. A nivell de biodiversitat, alguns estudis demostren la importància de tessels petites (a partir de 0,5ha) per a certes espècies (inclús vertebrades), que si bé no garanteixen el manteniment de la viabilitat de les poblacions, sí que poden tenir un valor complementari significatiu i sovint ser l'única opció de gestió factible (Fischer i Lindenmayer, 2002). També s'han descartat els EOA majors de 25ha. perquè suposarien un trencament del model de mosaic agroforestal proposat pel Parc, basat en una matriu forestal amb enclavaments agropecuaris més o menys regulars.

Eastman *et al.* (1993) defineixen un factor com un “criteri que realça o detracta la capacitat d'assentament d'una alternativa específica per a l'activitat en consideració, i que per tant normalment sol ser mesurat en una escala contínua”. Els factors també s'anomenen “variables de decisió” en la literatura de programació matemàtica (veure Feiring, 1986) i “variables estructurals” en la literatura de programació lineal per metes (veure Ignizio, 1985).

Segons Malczewski (1999) el conjunt de factors ha de ser:

- Complet: ha de cobrir tots els aspectes del problema.
- Vàlid: els criteris han de ser significatius per l'anàlisi.
- Simplificable: els criteris han de poder descompondre's en parts més petites de tal manera que ens permetin, en un moment determinat, simplificar el procés.
- No redundant: s'hauria d'aplicar un coeficient de correlació entre cada parell de factors.
- Mínim: s'ha d'intentar usar el menor número de variables possible, per reduir així el procés de recollida de dades i la quantificació de les preferències dels decisors.

Tanmateix, el compliment d'aquesta sèrie de condicions dependrà en molts casos de la disponibilitat i accessibilitat de la informació, així com també de limitacions de tipus tècnic (e.g. computacional).

La taula 8.1 mostra el conjunt de criteris (limitants i factors) que formaran part de l'AMC pel cas d'estudi. Cada factor representa un objectiu a assolir sobre els quals es basarà la prioritització de les diferents alternatives (EOA). Com s'ha dit, en aquest cas els factors es construeixen a partir d'un o més atributs temàtics (o variables) de la taula d'EOA provinents de les diferents capes SIG. Per a l'AMC, la capa de dades espacials que representa els elements d'una variable específica

ha d'expressar-se com un factor per ser inclosa a la regla de decisió. A continuació es justifica la tria d'aquests factors i atributs per a l'AMC.

|                          | <b>Criteri</b>   | <b>Atribut/s</b>  | <b>Categoria/Rang</b> |
|--------------------------|--|---|-----------------------|
| <b>Limitants</b>         | Coberta  | Estat de l'EOA  | Totes                 |
|                          | Àrea   | Àrea  | 0,5 a 25 ha           |
| <b>Factors-objectius</b> | Optimitzar el mosaic agroforestal                        | Impacte de l'anàlisi de distàncies  | Sencer normalitzat    |
|                          |  | Àrea d'EO circumdant  | Sencer normalitzat    |
|                          | Minimitzar la pèrdua o erosió del sòl                    | Factor LS   | Sencer normalitzat    |
|                          | Minimitzar el risc d'incendi                             | Risc bàsic d'incendi forestal   | Sencer normalitzat    |
|                          | Maximitzar la presència potencial de l'àguila cuabarrada | Àrea de campeig de l'àguila cuabarrada  | Sencer normalitzat    |
|                          |  | Distribució potencial del conill. Adequació de l'hàbitat ENFA                             | Sencer normalitzat    |
|                          | Maximitzar la biodiversitat (ocells bioindicadors)       | Suma de les probabilitats d'aparició d'espècies d'ocells indicadors d'ambients agrícoles  | Sencer normalitzat    |
|                          |  | Suma de les probabilitats d'aparició d'espècies d'ocells indicadors de bosc madur         | Sencer normalitzat    |
|                          |  | Suma de les probabilitats d'aparició d'espècies d'ocells indicadors d'ecotons forestals   | Sencer normalitzat    |
|                          |  | Suma de les probabilitats d'aparició d'espècies d'ocells indicadors de mosaic mediterrani | Sencer normalitzat    |

Taula 8.1: Criteris i atributs seleccionats per l'AMC del cas d'estudi.

### Optimització del mosaic agroforestal

El mosaic agroforestal representa l'estructura paisatgística que es pretén assolir al Parc. Seguint el model proposat per Forman (1995a, 1995b), l'existència d'enclavaments agropecuaris distribuïts més o menys uniformement en una matriu forestal suposaria una configuració territorial teòricament favorable a diferents nivells (funcional o ecològic, de patrimoni rural, de risc d'incendi o inclús estètic). Aquest criteri pretén, doncs, representar l'aspecte estructural de l'anàlisi i que implícitament hauria d'afavorir l'assoliment d'altres criteris com la minimització del risc d'incendi o la maximització de la biodiversitat. Aquest factor es compon, en primer lloc, pel valor d'impacte de l'anàlisi de distàncies. Aquest valor representa el grau d'aïllament de cada EOA respecte el mosaic agropecuari actiu en el Parc, i per tant és una mesura directa per establir la prioritització dels espais segons el model d'enclavaments agraris distribuïts més o menys regularment pel Parc, afavorint aquells que es troben més aïllats. En segon lloc, es compon per l'àrea d'espai obert circumdant. Aquest atribut inclou les cobertes no agropecuàries que es podrien considerar espais oberts en el parc (cosa que el primer atribut no fa). D'aquesta manera es tenen en compte en l'anàlisi aquestes cobertes, que tot i està restringides com a alternatives, són importants per a la configuració del mosaic, ja que de fet el que es busca és un mosaic



d'hàbitats oberts i tancats que, a nivell de gestió, en aquest cas es redueix al mosaic agroforestal. Així, des del punt de vista de mosaic, es prioritzaria aquell EOA "A" que tenint el mateix grau d'aïllament que "B" respecte altres EOA, es troba envoltat per hàbitats forestals mentre que "B" es troba envoltat per matollar o una zona cremada.

### **Minimització de la pèrdua o erosió del sòl**

En el capítol 2 s'explica com l'abandonament rural en zones de muntanya (sobretot en les zones de major pendent) també pot contribuir a un major control de l'erosió del sòl degut a l'evolució cap a recobriments vegetals més densos com matollar o bosc (e.g. García-Ruiz, 1996). S'assumeix que aquest fenomen s'ha produït també al Parc de Sant Llorenç (veure Nadal, 2002), de relleu abrupte i on tradicionalment molts EOA s'han situat en zones de pendent elevat (mitjançant l'establiment de feixes). Es constata també la substitució dels espais abandonats per matollar i bosc majoritàriament (capítol 6). Per tant, l'actuació de manteniment o recuperació d'EOA suposaria, teòricament, un augment de l'erosió o pèrdua del sòl al Parc, que aniria en contra de l'objectiu plantejat de minimització d'aquest efecte.

Per mesurar o quantificar aquesta pèrdua de sòl potencial s'utilitza sovint l'equació RUSLE (*Revised Universal Soil Loss Equation*), desenvolupada pel Departament d'Agricultura dels Estats Units (per més informació veure Renard *et al.*, (coord.), 1996).

La RUSLE, com la seva predecessora USLE (*Universal Soil Loss Equation*), és un model empíric dissenyat per predir la pèrdua mitjana de sòl a llarg termini com un producte de sis factors que representen: erosivitat de la pluja i escorrentia o agressivitat de la pluja - *rainfall and runoff erosivity*- (factor R), erosionabilitat del sòl o susceptibilitat del sòl a l'erosió - *soil erodibility* - (factor K), longitud de vessant - *slope length* - (factor L), pendent - *slope steepness* - (factor S), coberta vegetal i pràctiques de gestió - *cover and management practices* - (factor C) i finalment pràctiques de conservació - *supporting conservation practices* (factor P). Així, l'equació esdevé:

$$A=R*K*L*S*C*P$$

On "A" és la pèrdua mitjana de sòl calculada per unitat d'àrea i de temps (normalment anual).

Per a l'AMC s'ha pres únicament el factor L i el S (els factors de caràcter topogràfic de l'equació denominats normalment com factor LS) com a estimació de "A". Els factors C i P es poden considerar constants per l'àmbit del Parc ja que s'assumeix que la coberta i les pràctiques de gestió i conservació són i serien semblants o iguals per tots els EOA. El factor R també es pot considerar constant tenint en compte que depèn bàsicament de la precipitació mitjana anual i aquesta no varia massa per l'àmbit del Parc (Atlas Climàtic de Catalunya). El factor K (erosionabilitat del sòl) seria el que podria variar més entre EOA, però la falta de cartografia detallada de sòls per l'àmbit d'estudi ha fet impossible introduir-lo com a atribut per a la mesura d'aquest criteri. En qualsevol cas, l'ús del factor LS com a aproximació de la pèrdua o erosió del sòl es considera acceptable dins l'entorn AMC i l'objectiu general plantejat, que pretén una priorització de les alternatives i per tant no fa necessari l'obtenció de valors reals absoluts.

No obstant, també cal tenir en compte que el factor LS s'ha calculat a partir del model digital del terreny de 10 metres de resolució (veure capítol anterior). Això suposa que en molts casos no s'inclou l'efecte de les feixes o terrasses petites que tenen molts EOA del Parc, i que afecten decisivament en el factor LS. De fet, els valors alts d'aquest factor indicarien que l'actuació de manteniment o recuperació de l'EOA seria més cara degut a la necessitat de conservar o establir feixes que controlin la pèrdua de sòl per erosió.

Per aquests motius, la mesura d'aquest criteri ha de ser considerada tan sols a nivell indicatiu i tenint en compte els diferents supòsits.

### **Minimització del risc d'incendi**

La minimització del risc d'incendi és un altre dels objectius-factor proposats per a l'AMC. Com s'explica en el capítol 2 la presència d'EOA en un ambient forestal mediterrani com el que constitueix el Parc de Sant Llorenç pot suposar un menor risc de propagació de grans incendis, així com un suport a la prevenció i l'extinció gràcies al treball diari que efectua l'agricultor o ramader en el territori.

Per mesurar el grau de contribució o potencial influència de cada EOA a la minimització del risc d'incendi s'ha considerat únicament l'atribut de risc bàsic d'incendi en un buffer de 500m a cada EOA. Es tracta d'una mesura poc detallada del risc d'incendi a escala del Parc, però l'única disponible o accessible actualment (caldrà comptar amb un estudi específic del Parc per una major fiabilitat). Si bé la major part de l'àmbit d'estudi comprèn valors de risc moderat o alt, l'ús del valor mitjà ponderat per l'àrea de buffer a cada EOA permet generar una prioritització cardinal dels mateixos en base a aquest factor.

### **Maximització de la biodiversitat (ocells bioindicadors)**

Per a la constitució d'un factor de biodiversitat (en el que l'objectiu sigui maximitzar-la dins l'àmbit del Parc) s'han emprat els atributs de suma de probabilitats d'aparició d'espècies d'ocells indicadors de diferents hàbitats presents al Parc (agrícola, ecotons forestals, mosaics de prats i bosquines mediterrànies i bosc madur) provinents de la capa d'ocells bioindicadors del SITXELL. Es tracta segurament de l'única base cartogràfica digital per l'àmbit del Parc que representa valors de biodiversitat segons l'hàbitat preferent. A més, com s'explica al capítol 2, els ocells són coneguts indicadors ambientals que han estat utilitzats àmpliament en l'avaluació de la resposta dels organismes enfront les modificacions de l'entorn i que, per tant, es poden emprar com un indicador de biodiversitat global.

En aquest cas, l'actuació de manteniment o recuperació d'EOA seria favorable per 3 dels atributs corresponents al Parc (ocells d'ambients agrícoles, d'ecotons forestals i de mosaics de prats i bosquines mediterrànies) i desfavorable per l'atribut d'ocells de bosc madur, que si és cert que l'índex és en general molt baix per l'àmbit del Parc i localitzat només en algunes zones (degut a l'absència d'ocells forestals típicament mediterrànies), no s'ha de menystenir (i més si un dels objectius de l'estudi és la conservació dels boscos més madurs del Parc).

### **Maximització de la presència de l'àguila cuabarrada**

La recuperació de l'àguila cuabarrada s'inclou com un factor diferenciat del factor "biodiversitat (ocells bioindicadors)" per reforçar la importància d'aquesta espècie en la gestió del Parc de Sant Llorenç. L'àguila cuabarrada és una de les espècies més emblemàtiques del Parc, així com una de les més amenaçades. Al ser també una de les espècies més estudiades del Parc s'ha comprovat que la seva disminució poblacional és deu (entre altres causes) a la pèrdua d'espais oberts sobretot per abandonament d'activitats agropecuàries tradicionals, que ha provocat la davallada de les seves preses, especialment el conill i la perdiu (veure capítol 2).

La configuració d'aquest criteri inclou l'atribut d'àrea de campeig principal de l'àguila al Parc i la distribució potencial del conill al Parc (adequació a l'hàbitat ENFA). El primer atribut serveix per distingir aquells EOA que es troben dins l'àrea de campeig de l'àguila dels que s'hi troben fora. A nivell de conservació seria prioritari l'actuació en els primers, ja que es milloraria l'àrea

preferent de cacera, però sense penalitzar-la en els altres, que podrien afavorir la creació de noves àrees de campeig. El segon atribut constitueix la distribució potencial de la principal presa de l'àguila i la recuperació d'EOA s'assumeix com una millora de l'hàbitat del conill. Es considera prioritària l'actuació en aquells EOA on actualment la distribució potencial és més baixa.

### Justificació d'atributs descartats

En el capítol anterior s'han generat una sèrie d'atributs dels EOA que no s'inclouran en l'AMC. La majoria d'aquests atributs no són rellevants per a la configuració dels criteris plantejats en l'AMC (per exemple tots els atributs identificatius o de situació administrativa). D'altres ja es troben implícits en atributs emprats (cas de la pendent i el factor LS). Finalment, atributs com els d'espècies de flora endèmiques, rares o amenaçades, el valor global d'interès d'hàbitats (VGI) o l'índex d'interès territorial segons el valor de conservació determinat per l'UICN dels ocells presents són atributs que no permeten saber si l'actuació de manteniment o recuperació d'EOA serà positiva o negativa pel valor de conservació que representen. És a dir, no es poden correlacionar (o almenys no existeix la informació necessària a les metadades per correlacionar-los) directament amb el grau d'aptitud o idoneïtat d'un EOA respecte un altre en cas que l'actuació s'efectués.

### 8.2.4.- Normalització dels factors

Degut a les diferents escales i unitats en les quals estan mesurats els atributs que conformen els factors es fa necessària una normalització (o escalat) abans de ser ponderats i combinats mitjançant el mètode d'AMC. La normalització, a més, ha d'escalar les variables de manera que els factors estiguin correlacionats positivament amb l'idoneïtat o aptitud (Eastman, 2001), és a dir, amb l'objectiu que representen.

Voogd (1983) revisa una sèrie de procediments de normalització, generalment usant els valors màxims i mínims com a punts d'escalat. El més simple seria la normalització lineal entre 0 i 1 que s'aconseguiria aplicant la següent fórmula:

$$(1) \quad X_i = (R_i - R_{\min}) / (R_{\max} - R_{\min}) \quad \text{on } X_i = \text{valor normalitzat} \\ R_i = \text{valor real}$$

En el cas del Parc, aquesta correlació entre factors i aptitud depèn de si l'actuació (mantenir o recuperar EOA) és positiva, indiferent o negativa pel què fa a l'objectiu que representa el factor en qüestió. És per això que s'ha optat per normalitzar les variables en un rang que pugui anar des de -1 a 1. Els valors negatius suposen que l'actuació de mantenir o recuperar l'EOA aniria en contra de l'objectiu que es vol assolir, els positius que aniria a favor i el valor zero que seria indiferent.

Malgrat que aquest tipus de normalització lineal té una sèrie d'inconvenients (per exemple, no respecta la proporcionalitat existent entre els valors reals), s'ha decidit emprar-la pels motius que s'exposen seguidament. L'estudi pretén prioritzar els EOA en base a diferents objectius a escala del Parc. Per tant, el valor d'aptitud general sobre el qual es basa l'ordenació té validesa pel Parc, però no es pretén que sigui comparable per altres àmbits. Tot i que Sant Llorenç s'insereix en un context territorial determinat i forma part d'una xarxa d'espais naturals protegits dissenyada tenint en compte els diferents hàbitats presents a Catalunya, el Parc, per si mateix, ha de poder assolir els objectius plantejats. És a dir, encara que al voltant del Parc hi pugui haver una superfície abundant d'espais oberts, la seva gestió ha de garantir, per exemple, la presència de l'àguila perdiguera sigui quina sigui la gestió que es faci en les àrees circumdants (que al no estar

protegides podrien no tenir en compte criteris faunístics). Això és extensible als altres factors. L'ús de transformacions no lineals o de màxims i mínims relatius, a més, suposaria en molts casos un augment molt important de la complexitat en l'anàlisi degut a la necessitat d'establir lindars o punts d'inflexió que, en casos de biodiversitat, per exemple, requeriria tenir informació molt precisa de l'ecologia de les diferents espècies implicades.

Així doncs, les normalitzacions lineals que s'han aplicat als diferents atributs dels factors són les següents:

### Mosaic agroforestal

El valor d'impacte de l'anàlisi de distàncies a l'EOA més proper es normalitza mitjançant la fórmula (1) (representada per la figura 8.3) ja que l'objectiu és crear un mosaic agroforestal en tota l'àrea del Parc. Per tant, el manteniment o recuperació dels EOA més "aïllats" (valor més alt d'impacte) esdevé molt important. L'actuació en EOA amb valor baix es considera indiferent (recordem que només es consideren com a espais candidats els que tenen o han tingut – visiblement el 1956 – ús agrari, la qual cosa limita el risc d'un excés d'EOA).

En el cas de l'àrea d'espais oberts circumdants a cada EOA cal normalitzar els valors reals de manera inversa, ja que és prioritari mantenir o recuperar EOA en aquelles zones on sigui escassa la presència d'espais oberts en general i d'aquesta manera configurar un mosaic agroforestal (espais oberts/espais forestals) equilibrat. Per tant en aquest cas s'aplicarà la fórmula següent (representada per la figura 8.4):

$$(2) \quad X_i = (R_{\max} - R_i) / (R_{\max} - R_{\min})$$

on  $X_i$  = valor normalitzat  
 $R_i$  = valor real

### Pèrdua o erosió de sòl

L'actuació de manteniment o recuperació d'EOA s'assumeix com a negativa per a la minimització de la pèrdua de sòl (malgrat la possible presència de terrasses). Per tant, el factor LS es normalitza entre -1 i 0 mitjançant la següent fórmula (representada per la figura 8.5):

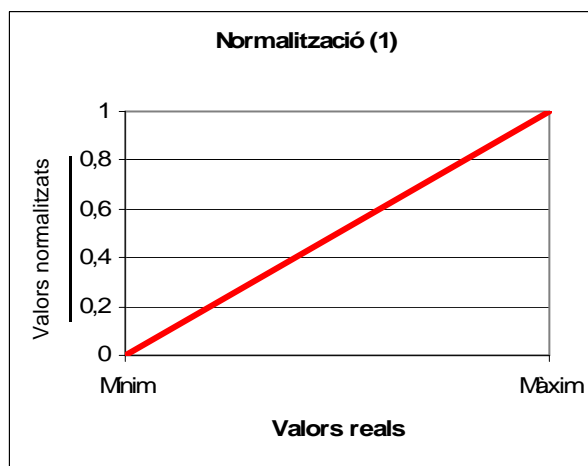


Figura 8.3: Gràfic de normalització tipus 1.

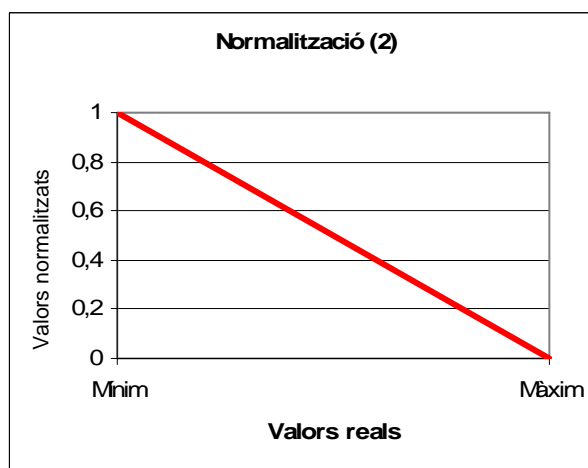


Figura 8.4: Gràfic de normalització tipus 2.

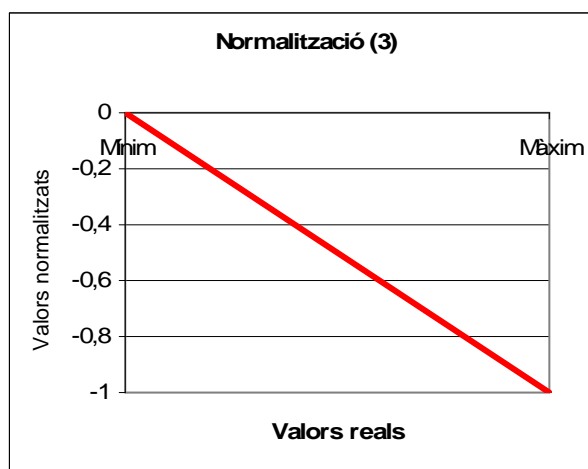


Figura 8.5: Gràfic de normalització tipus 3.

$$(3) \quad X_i = (R_i - R_{\min}) / (R_{\max} - R_{\min}) * (-1) \quad \text{on } X_i = \text{valor normalitzat}$$

$R_i$  = valor real

### Risc d'incendi

L'actuació per valors alts de risc bàsic d'incendi es considera lògicament positiva i per valors baixos indiferent, ja que s'assumeix que en cap cas provocaria un augment del risc d'incendi. Conseqüentment s'aplica la fórmula (1) per a la normalització (figura 8.5).

### Àguila cuabarrada

L'àrea de campeig principal de l'àguila cuabarrada divideix els EOA entre els que s'hi troben dins i els que s'hi troben fora. S'ha aplicat un valor de normalització de 1 en aquells que s'hi troben dins ja que la seva presència o recuperació seria molt important pel manteniment de l'àguila. Pels EOA que s'hi troben fora s'ha aplicat un valor de 0,5 ja que pressuposem que l'actuació es farà sempre de forma adequada i serà doncs sempre positiva per l'àguila (que podria ampliar la seva àrea de campeig), però en menor grau que els altres EOA. En aquest cas la normalització és discreta entre aquest dos valors (representada per la figura 8.6).

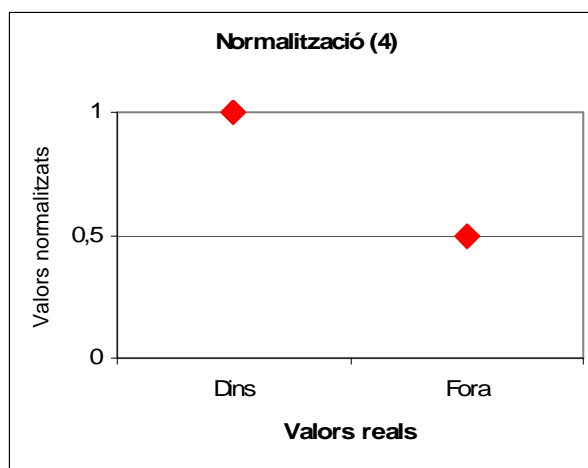


Figura 8.6: Gràfic de normalització tipus 4.

Per la distribució potencial del conill (Adequació de l'hàbitat ENFA) l'actuació es considera positiva per aquells valors reals baixos, ja que augmenta l'adequació de l'hàbitat pel conill i per tant la seva probabilitat d'aparició (beneficiant a la vegada l'àguila cuabarrada). Pel valor real màxim, l'actuació es considera indiferent, ja que s'assumeix que no es perjudicaria l'hàbitat de l'espècie. Per tant, s'ha aplicat la fórmula (2) (figura 8.4).

### Biodiversitat (ocells bioindicadors)

Per les variables de suma de probabilitats d'aparició d'espècies d'ocells indicadores d'ambients agrícoles, d'ecotons forestals i de mosaic mediterrani es considera el manteniment o recuperació d'EOA positius per aquells valors reals baixos (sempre relatius al conjunt del Parc), ja que previsiblement augmentaria la probabilitat d'aparició. Per valors alts s'assumeix que l'actuació tindria un efecte indiferent sobre les variables. S'ha aplicat per tant la fórmula (2) (figura 8.4).

En canvi per valors alts de la variable de suma de probabilitats d'aparició d'espècies d'ocells indicadores de bosc madur l'actuació seria clarament negativa i indiferent pel valor real mínim (zero), aplicant la fórmula (3) per a la normalització (figura 8.5).

## 8.2.5.- Ponderació dels factors

És freqüent en estudis del territori la necessitat d'establir jerarquies o pesos ( $w_i$ ) als factors que finalment seran considerats a la regla de decisió. S'ha definit l'objectiu de la ponderació com "arribar a expressar, en termes quantitius, la importància dels diferents elements per acollir o ser afectats per una determinada actuació" (CEOTMA, 1991). Si bé es freqüent l'assignació de pesos als factors del territori, l'especificació dels mateixos és un aspecte en el que no existeix un mètode generalment acceptat per a la seva determinació (Voogd, 1983). Això pot provocar en molts casos



controvèrsies sobre l'assignació dels pesos, i donar un caràcter excessivament arbitrari i subjectiu al procés.

Barba-Romero i Pomerol (1997) realitzen una revisió dels diversos mètodes de ponderació, entre els que hi ha: el mètode d'entropia, mètodes d'assignació directa (per ordenació o taxació simple), mètodes de pesos propis, mètodes de comparació d'alternatives, etc. Excepte el primer mètode, que es podria considerar realment objectiu (basat en l'idea que la diversitat d'un factor, en relació a les alternatives avaluades està directament relacionada amb la quantitat d'informació aportada pel mateix i, per tant, amb la seva importància relativa en el procés de decisió), en qualsevol dels altres cal considerar que la presa de decisions és, en major o menor mesura, subjectiva. Per tant, la seva puntuació pot dependre de la manera que es presenten els criteris, de determinades connotacions semàntiques de les valoracions, dels objectius específics que es volen assolir, etc. En molts casos els pesos són assignats a partir de les deliberacions de grups d'experts o actors implicats en el procés de decisió.

### El mètode de comparació per parells de Saaty

Pel cas del Parc, s'aplicarà un dels mètodes més estesos, utilitzat en nombrosos treballs sobre planificació en un entorn SIG. Inclús s'ha integrat en el mòdul d'AMC que inclou el programa SIG Idrisi. Es tracta del mètode de comparació per parells (*pairwise comparison*) desenvolupat per Saaty (1977) en el context del procés de presa de decisions conegut com a Mètode de les Jerarquies Analítiques (MJA) i inicialment concebut pel camp de la psicologia matemàtica. Aquest mètode es troba dins el conjunt de mètodes d'assignació de pesos basats en el càlcul del vector propi (*eigenvector*) principal d'una matriu de comparacions binàries dels factors (Barba-Romero i Pomerol, 1997).

El procediment parteix de l'establiment d'una matriu quadrada en la qual el número de files i columnes està definit pel número de factors a ponderar (creant així una matriu de comparació per parells de factors), comparant la importància relativa d'un sobre cadascun dels altres ( $R_{ij}$ ), posteriorment es determina el vector propi principal, el qual estableix els pesos ( $w_i$ ) i el valor propi (*eigenvalue*) màxim associat que proporciona una mesura quantitativa de la consistència dels judicis de valor entre parells de factors (Saaty, 1980).

L'escala de mesura que s'estableix per a l'assignació dels judicis de valor ( $R_{ij}$ ) és de tipus continu (per ràtios) que va des d'un valor mínim de 1/9 fins a 9 (Saaty 1997, 1980), tal com representa la figura 8.7:

|                 |       |         |          |       |               |         |       |         |
|-----------------|-------|---------|----------|-------|---------------|---------|-------|---------|
| 1/9             | 1/7   | 1/5     | 1/3      | 1     | 3             | 5       | 7     | 9       |
| Extrema         | Forta | Notable | Moderada | Igual | Moderada      | Notable | Forta | Extrema |
| Menys important |       |         |          |       | Més important |         |       |         |

Figura 8.7: Escala de mesura per a l'assignació de pesos en la comparació per parells de Saaty (adaptat de Gómez i Barredo 2005)

D'aquesta manera la matriu generada és recíproca, és a dir, els valors assignats als dos costats de la diagonal principal (formada per valors d'1, que denoten la igualtat en la comparació de cada factor amb sí mateix) són inversos ja que lògicament si considerem que un factor A és 3 cops més important que B, aleshores B tindrà 1/3 vegades la importància de A.

El procediment més usual per obtenir el vector propi principal consisteix en primer lloc en obtenir els valors de la matriu de comparació normalitzats per columnes. Així el valor normalitzat per cada cel·la s'obté a partir del quocient entre cada valor i el valor del sumatori de cada

columna. Posteriorment els valors normalitzats es sumen per files obtenint així el vector propi principal, el qual es normalitza dividint cadascun dels valors d'aquest vector entre el número de factors ( $n$ ). Aquest vector propi principal normalitzat resultant representa els pesos ( $w_j$ ) de cada factor, ja que té en compte els diferents pesos relatius entre factors, i el seu sumatori és 1 (figura 8.8).

| Factors | A        | B        | C        | D        | Vector propi principal | Vector propi pral. normalitzat ( $w_j$ ) |
|---------|----------|----------|----------|----------|------------------------|--|
| A       | 1        | $R_{ab}$ | $R_{ac}$ | $R_{ad}$ | $\sum A$               | $\sum A/n$                               |
| B       | $R_{ba}$ | 1        | $R_{bc}$ | $R_{bd}$ | $\sum B$               | $\sum B/n$                               |
| C       | $R_{ca}$ | $R_{cb}$ | 1        | $R_{cd}$ | $\sum C$               | $\sum C/n$                               |
| D       | $R_{da}$ | $R_{db}$ | $R_{dc}$ | 1        | $\sum D$               | $\sum D/n$                               |

Figura 8.8: Matriu de comparació per parells de Saaty (adaptat de Gómez i Barredo 2005)

Un altre dels aspectes interessants d'aquest mètode, juntament amb el càlcul del vector propi principal normalitzat com a representació dels pesos, és que pot generar un ràtio de consistència (*consistency ratio*, c.r.). Aquest ràtio s'estableix a partir del quocient entre l'índex de consistència (*consistency index*, c.i.) i l'índex aleatori (*random index*, r.i.), de manera que:

$$\text{c.r.} = \text{c.i.} / \text{r.i.}$$

El c.i. és un valor obtingut a partir del valor propi màxim ( $\lambda_{\text{MAX}}$ ) de la manera següent:

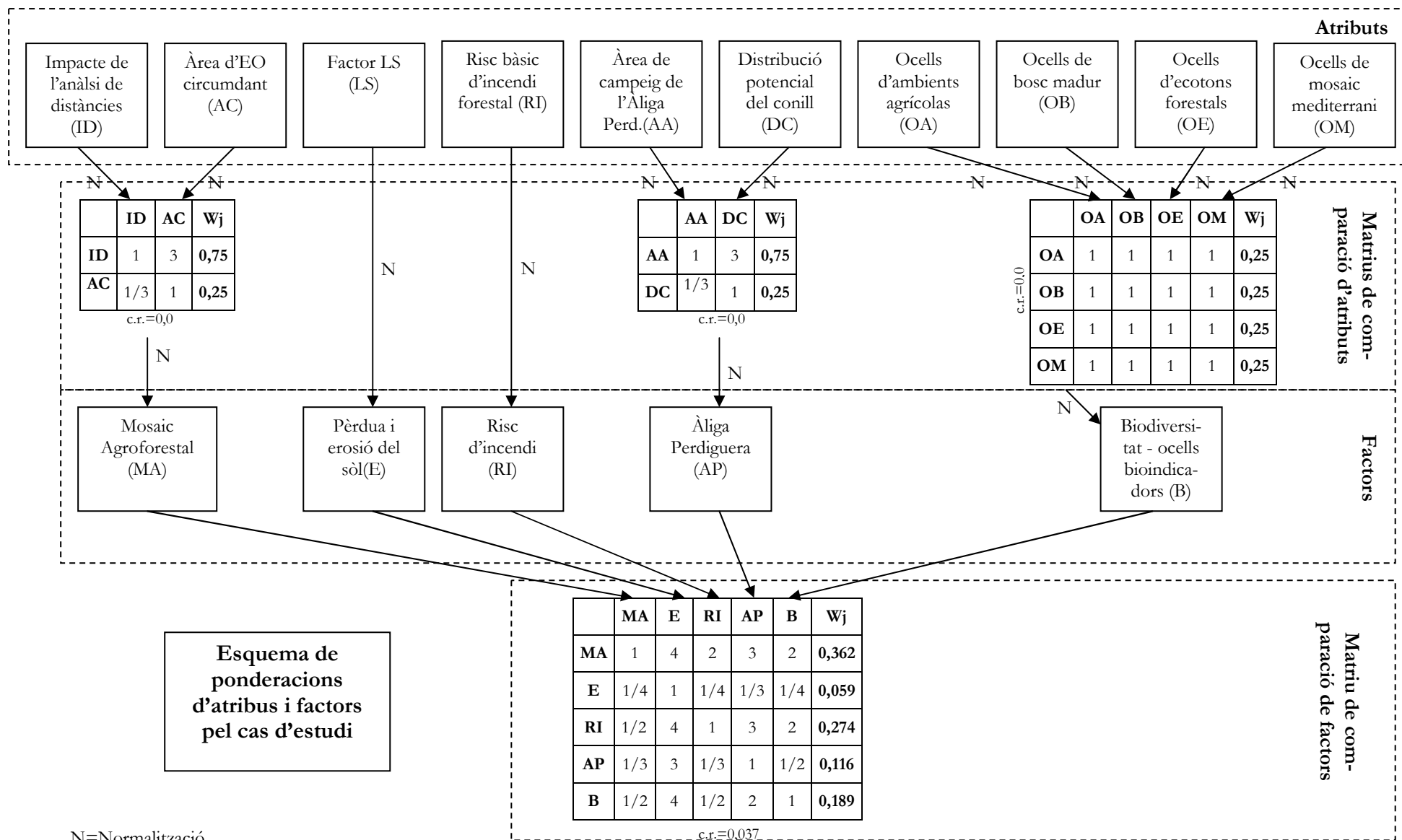
$$\text{c.i.} = (\lambda_{\text{MAX}} - n) / (n - 1)$$

on “ $n$ ” és el número de factors de la matriu. El càlcul de  $\lambda_{\text{MAX}}$  s'obté a partir del producte del vector propi principal normalitzat per la matriu de comparació. En el vector resultant es divideix cada un dels seus components pel seu corresponent al vector propi principal normalitzat generant un nou vector en el qual se sumen els seus components i es divideixen posteriorment entre “ $n$ ”, obtenint així el valor propi màxim ( $\lambda_{\text{MAX}}$ ). Aquest s'utilitza per a l'estimació de la consistència com un reflex de la proporcionalitat de les preferències implícites en els judicis de valor assignats, així com més pròxim sigui  $\lambda_{\text{MAX}}$  a “ $n$ ”, més consistent serà el resultat de la matriu de comparació.

D'altra banda el r.i. representa l'índex de consistència d'una matriu recíproca generada aleatòriament a partir d'una escala de 1 a 9 i diagonal igual a 1, és a dir, una matriu en la que l'assignació dels valors entre 1 i 9 no respon a cap lògica de ponderació.

Aquest procediment permet doncs mesurar objectivament la consistència en l'assignació dels judicis de valor, i això a la vegada permet reconsiderar aquesta assignació en cas que no es consideri consistent. En general, Saaty (1980) indica que matrius amb c.r. majors que 0,10 haurien de ser reconsiderades. La majoria de programes informàtics que inclouen aquest mètode analitzen la matriu assenyalant possibles inconsistències en cas que existeixin.

Pel cas d'estudi, aquest mètode s'ha aplicat tant per a l'assignació dels pesos dels factors com per a l'assignació dels pesos d'aquells atributs que per si sols no conformen un factor, sinó que aquest és generat a partir de dos o més. La figura 8.9 representa l'esquema de ponderacions amb els valors que s'ha aplicat:



N=Normalització

Figura 8.9: esquema de ponderacions assignades a atributs i factors pel cas d'estudi.

## Justificació de les ponderacions

Malgrat el mètode de Saaty ofereixi un procediment matemàtic objectiu i garanties de consistència en l'assignació de pesos als factors, aquesta no deixa d'incloure un cert component subjectiu en cada comparació per parells. A continuació es justifica l'assignació d'aquests pesos que s'ha intentat racionalitzar el màxim possible, principalment a través de la pròpia jerarquia atorgada des del començament als objectius de l'estudi (capítol 3) i, en menor mesura, a la qualitat de les dades que conformen els atributs i factors.

Pel cas del factor de mosaic agroforestal s'ha considerat l'atribut d'"impacte de l'anàlisi de distàncies a l'EOA més proper" moderadament més important (valor 3 en la matriu) que l'atribut de l'àrea d'EO circumdant. El motiu radica en que el primer atribut prové d'un anàlisi de distàncies a l'EOA més proper, que té en compte la distribució global dels EOA al Parc, mentre que el segon es basa en un "buffer" de 1000m al voltant de cada EOA. A més, l'objectiu principal és crear una configuració favorable a nivell d'EOA, deixant una mica en segon terme els espais oberts no agropecuaris, que segurament caldria estudiar-los d'una manera diferent.

En el cas del factor de l'àguila perdiguera s'ha considerat l'àrea de campeig moderadament més important que la distribució potencial del conill ja que és un atribut directament relacionat amb l'ecologia de l'àguila al Parc i l'escala de la capa d'origen és més detallada. Com ja s'ha descrit, la distribució potencial del conill (adequació a l'hàbitat ENFA) es basa en models predictius i la resolució és de 2x2 Km, cosa que li resta valor interpretatiu per l'àmbit del Parc.

Pel factor de biodiversitat s'ha aplicat el mateix pes als 4 atributs de suma de probabilitats d'aparició d'espècies d'ocells ja que l'objectiu és optimitzar la biodiversitat en els diferents hàbitats que conformen el Parc de manera igualitària.

Finalment, per al disseny de la matriu de comparacions dels factors, s'ha tingut en compte una jerarquització implícita dels objectius de l'estudi, en la qual la configuració d'un mosaic agroforestal equilibrat tindria el major rang, ja que suposa un marc estructural a nivell de paisatge que en certa manera possibilita o adequa la resta d'objectius. A més, es construeix a partir de dos atributs calculats mitjançant bases cartogràfiques d'alta resolució (la pròpia digitalització per fotointerpretació d'ortofotos i el Mapa de Cobertes del Sòl de Catalunya, 2<sup>a</sup> edició) i per tant plenament interpretables a escala del Parc. El segon rang jeràrquic (reflectit en el pes final) s'atribueix al risc d'incendi, degut a la importància que se li dona dins la gestió del Parc. Les condicions forestals mediterrànies del Parc el fan molt susceptible als incendis (com demostra la seva recurrència, amb episodis com el del GIF de 2003). Tanmateix, la resolució de la capa de base és poc detallada a escala del Parc, cosa que li resta valor interpretatiu. En tercer lloc vindrien els factors de biodiversitat (ocells bioindicadors) i el de l'àguila cuabarrada, que junts suposen un pes lleugerament superior al risc d'incendi. La recuperació de la biodiversitat associada a espais oberts és un aspecte cabdal en la gestió del Parc i per això se li aplica una alta ponderació, considerant l'àguila perdiguera de manera especial degut al seu caràcter emblemàtic. Finalment, la minimització de l'erosió i la pèrdua de sòl obté el pes més baix no tant perquè no sigui un problema real (de fet, moltes zones de muntanya se'n veuen greument afectades) sinó per la sèrie d'assumpcions descrites anteriorment (considerar el factor LS com a aproximació del criteri i l'impossibilitat de tenir en compte les feixes). El c.r. de la matriu (inferior a 0,1) ens indica que l'assignació dels pesos relatius es pot considerar consistent.

### 8.2.6.- Selecció del mètode d'AMC

Un cop calculats els valors normalitzats dels factors per a cada alternativa (EOA) i l'assignació de pesos als mateixos, el següent pas és avaluar cada alternativa, és a dir, en aquest cas, obtenir el valor de nivell d'aptitud o idoneïtat de cada element espacial en funció dels criteris proposats.

Existeix una àmplia varietat de mètodes o tècniques d'AMC. En general, aquests mètodes es diferencien bàsicament en els procediments aritmètico-estadístics que realitzen sobre les matrius d'avaluació i de prioritats, amb la qual cosa s'obté una avaluació final de les alternatives (Gómez i Barredo, 2005). Una classificació de mètodes d'AMC, des del punt de vista del tipus de procediments que desenvolupen, va ser presentada per Jankowski (1995) (figura 8.10). En aquesta classificació les tècniques d'AMC són classificades d'acord al nivell del procés de demanda cognitiva que requereixen de l'agent o agents decisors i el mètode d'agregació dels valors dels criteris i prioritats establerts.

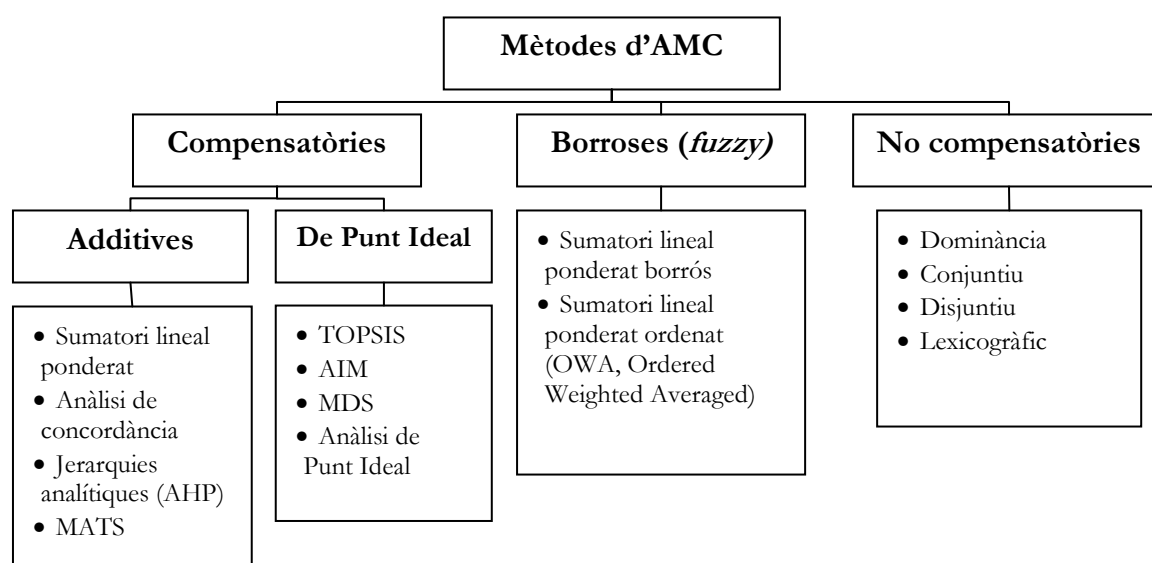


Figura 8.10: Esquema de la classificació de mètodes d'AMC proposada per Jankowski (1995).

La diferència bàsica entre les tècniques compensatòries i les no compensatòries rau bàsicament en que en les primeres el decisor o decisors han d'especificar els pesos dels criteris com valors cardinals o funcions de prioritat, mentre que les segones requereixen una jerarquitització ordinal o un ordre d'importància dels criteris, sense l'establiment d'un pes quantitatiu. Per aquest motiu les tècniques compensatòries requereixen un major procés cognitiu (Hwang i Yoon, 1981).

D'aquesta manera, a nivell operatiu i de tractament de les dades, les tècniques compensatòries es basen en la suposició que un valor alt d'una alternativa en un criteri pot compensar un valor baix de la mateixa alternativa en un altre criteri. En canvi, en les tècniques no compensatòries un valor baix en un criteri no pot ser compensat o equilibrat per un valor alt en un altre criteri, ja que les alternatives són comparades en tots els criteris, sense realitzar operacions entre els mateixos (Jankowski, 1995).

Darrerament també ha augmentat l'ús d'algunes tècniques compensatòries i additives adaptades a la filosofia de la lògica borrosa (*fuzzy*) introduïda per Zadeh el 1965. Com descriu Gómez i Barredo (2005) "aquesta aproximació està basada en el concepte de conjunt borros (*fuzzy set*) que representa una classe d'elements o objectes sense límits ben definits entre els objectes que representen a aquesta classe i els que no. Cada conjunt borros està especificat



mitjançant una funció de pertinença, i el grau de pertinença de qualsevol element a una determinada classe pot ser qualsevol número entre 1 i 0; com més s'apropi a 1, més clarament pertany a aquesta classe. La capacitat d'un conjunt borrós d'expressar transicions graduals des de la pertinença a la no pertinença a un conjunt, ofereix un gran ventall de possibilitats per a la representació geogràfica d'entitats amb límits imprecisos, així com per a la execució d'anàlisis i operacions basades en un SIG, ja que proporciona una significativa i potent representació d'un dels components de la presa de decisions espacials, com és la mesura de la incertesa sobre les dades geogràfiques i les regles de decisió, així com la representació de conceptes imprecisos". Tanmateix, no ens estendrem més sobre aquest tipus de tècniques ja que no s'aplicaran en el cas d'estudi.

En el present estudi s'ha aplicat el mètode del "sumatori lineal ponderat" i l'anàlisi de punt ideal, ja que ambdós s'adeqüen a l'objectiu d'AMC planejat i són vàlids per una MODA d'objectius complementaris amb un mètode de ponderacions de comparació per parells. L'ús de dues tècniques diferents servirà per veure si existeixen diferències significatives en els resultats i en cas afirmatiu quina s'ajustaria millor al problema plantejat.

### Sumatori Lineal Ponderat (SLP)

Es tracta d'un dels mètodes més emprats en aquest tipus d'avaluacions per a la planificació territorial. És senzill, intuïtiu i fàcil d'implementar. L'obtenció del nivell de satisfacció de cada alternativa als objectius planejats s'obté sumant el resultat de multiplicar el valor de cada criteri pel seu pes:

$$r_i = \sum_{j=1}^n w_j \cdot x_{ij}$$

on:  $r_i$  = nivell d'adequació de l'alternativa i

$w_j$  = és el pes del criteri j

$x_{ij}$  = és el valor normalitzat de l'alternativa i en el criteri j

Com s'observa a la figura 8.11, aquest mètode és el més utilitzat quan existeix una integració SIG-AMC. A més, com en aquest cas, molts estudis han utilitzat el sumatori lineal ponderat juntament amb una normalització lineal dels criteris i la comparació per parells de Saaty per a l'obtenció dels pesos (e.g. Eastman *et al.* 1995, Gumbrecht 1996, Tseng *et al.* 2001, Basnet *et al.* 2001, Vlachopoulou *et al.* 2001, Wu *et al.* 2004, Marinoni 2004 citats a Malczewski 2006).

### Anàlisi del Punt Ideal (API)

L'anàlisi del punt ideal forma part de les tècniques compensatòries basades en l'aproximació al punt ideal. En aquesta aproximació, l'agent decisor ubica en un espai n-dimensional una alternativa que es considera ideal o la millor possible, especificant les seves coordenades com el valor més alt en cadascun dels criteris establerts. Posteriorment és possible calcular la distància (euclidiana o no euclidiana) entre cada alternativa del conjunt de selecció i aquest punt ideal. S'estableix així una prioritització on les alternatives més properes (menor distància) al punt ideal són considerades les millors o més aptes. Els procediments més usats en aquest grup són: TOPSIS (*Technique for Order Preference by Similarity to Ideal Solution*), AIM (*Aspiration-level Interactive Method*), MDS (*Multi-Dimensional Scaling*) i Anàlisi de Punt Ideal (API).

L'API va ser proposat per Zeleny (1973, 1982) i Yu (1973) i plantejat com un càlcul dels desviaments de cada alternativa a un punt ideal que cal considerar inassolible. Posteriorment és

comparada la distància entre cada alternativa i la ideal en un espai multivariable, on cada criteri representa un eix. (Gómez i Barredo, 2005).

Un aspecte important en l'aplicació d'aquest mètode és la possibilitat d'assignar pesos als criteris ( $w_i$ ), ja que poden ser introduïts en l'equació de càlcul de la distància com un factor modificador dels desviaments, segons el pes assignat a cadascun.

Sense aprofundir massa en el tema, Zeleny (1982) va considerar el punt ideal ( $M$ , en la figura 8.11) com inassolible pel conjunt d'alternatives (les quals queden limitades dins de  $P$ ) per assegurar l'optimització paretiana del mètode d'avaluació. Això es refereix al fet que un conjunt es troba en el seu estat òptim si cap element del conjunt pot millorar la seva situació sense que empitjori la situació d'algun altre element del conjunt. Aquest postulat es considera com una "condició exigida necessària per poder garantir la racionalitat de les solucions generades pels diferents enfocaments multicriteri" (Romero, 1993).

Per aquest motiu es fa necessari que el decisor o decisors es plantegin definir l'extensió dels límits assolibles mitjançant els atributs màxims de cada criteri, obtenint d'aquesta manera una alternativa ideal  $x^*$ , la qual fixa un punt de referència quantificable i mesurable en relació al conjunt d'alternatives seleccionables ( $P$ ), de manera que sigui conceptualitzable, ja que les seves característiques són conegudes en la realitat, a diferència de les de " $M$ ". Així l'alternativa ideal  $x^*$ , que reuneix els màxims atributs en els criteris establerts, pot ser quantificada i considerada operacional des del punt de vista de l'avaluació (Zeleny, 1982). D'aquesta manera es pot calcular la distància " $b$ " entre el punt ideal  $x^*$  i qualsevol alternativa del conjunt.

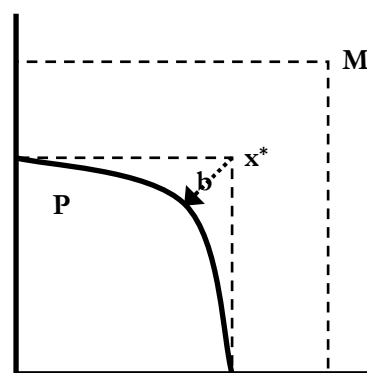


Figura 8.11: Esquema dels paràmetres que intervenen en un API (Font: Gómez i Barredo 2005)

Així doncs, l'API esdevé una eina eficient i vàlida en casos de problemes de decisió amb objectius complementaris com el cas d'estudi. En aquest enfocament, l'API pot establir-se com a regla de decisió, expressant els objectius com a eixos d'un espai multivariable. En aquest cas es prioritzaran les alternatives mitjançant la distància euclidiana al punt ideal, de manera que com més curta sigui aquesta distància, major serà el grau de satisfacció de l'alternativa pel què fa als objectius proposats de manera simultània.

El càlcul de la distància es defineix com:

$$L_p = \left[ \sum_{j=1}^n |x_{ij} - x_j^*|^p \right]^{1/p}$$

on:

$x_{ij}$ : valor normalitzat de l'alternativa  $i$  en el criteri-objectiu  $j$

$x_j^*$ : valor del punt ideal en el criteri-objectiu  $j$

$p$ : mètrica per al càlcul de la distància ( $p=2$  correspon a la distància euclidiana)

En el nostre cas, al normalitzar linealment els valors de les alternatives per a cada objectiu fins un valor màxim de 1 (corresponent a  $x_j^*$ ), considerar pesos pels objectius ( $w_j$ ) i fer el càlcul per la distància euclidiana l'equació esdevé (excepte pel criteri de pèrdua de sòl en el que el valor màxim és 0, i per tant caldria aplicar la fórmula general amb la ponderació):

$$L_2 = \left[ \sum_{j=1}^n w_j |x_{ij} - 1|^2 \right]^{1/2}$$

En aquesta darrera equació el pes dels objectius s'expressa com una funció d'increment lineal dels desviaments entre cada alternativa i el punt ideal. És a dir, les alternatives que mostrin un desviament alt en l'eix d'un objectiu amb un pes elevat seran "penalitzades" més severament que aquelles amb un desviament menor en aquest objectiu (Carver, 1991).

Aquest mètode ofereix certs avantatges en relació a altres tècniques d'AMC i concretament al Sumatori Lineal Ponderat (SLP). Mentre que en el procediment de SLP l'agregació de valors de capacitat de cada alternativa es realitza per addició, cosa que ocasionalment pot pal·liar un valor baix amb varis criteris amb un valor alt, aquest efecte és minimitzat en l'API, on la distància final d'una alternativa al punt ideal s'estableix considerant simultàniament tots els desviaments, de manera que una alternativa amb un valor baix en un d'ells estarà, en relació al punt ideal, almenys a la distància representada per aquest desviament (Gómez i Barredo, 2005)

Per clarificar-ho, podem posar l'exemple d'un cas amb dues alternatives i dos criteris (considerats amb igual pes) amb els següents valors:

| Alternatives | Criteris   |            |
|--------------|------------|------------|
|              | C1         | C2         |
| <b>A</b>     | <b>0,8</b> | <b>0,2</b> |
| <b>B</b>     | <b>0,5</b> | <b>0,5</b> |

En el SLP, no podríem prioritzar les alternatives, ja que el resultat de l'avaluació dona resultats iguals:

$$SLP(A) = (0,8 + 0,2) = 1 ; SLP(B) = (0,5 + 0,5) = 1$$

En canvi, en l'API (aplicant la distància euclidiana), veiem que seria l'alternativa B la més propera al punt ideal i, per tant, preferible sobre l'alternativa A.

$$API(A) = [(0,8-1)^2 + (0,2-1)^2]^{1/2} = 0,825$$

$$API(B) = [(0,5-1)^2 + (0,5-1)^2]^{1/2} = 0,707$$

### **8.3.- RESULTATS: PRIORITZACIÓ DELS EOA**

Un cop aplicat el procés metodològic descrit s'han obtingut les prioritzacions dels EOA per a cada factor-objectiu (mapes 8.1, 8.2, 8.3, 8.4 i 8.5) i les prioritzacions generals segons el grau d'aptitud o idoneïtat que els combina tots en base a les ponderacions i el dos mètodes d'AMC emprats: Sumatori Lineal Ponderat i Anàlisi del Punt Ideal (mapes 8.6 i 8.7 respectivament).

El grau d'aptitud de cada EOA segons el criteri d'optimització del mosaic agroforestal (mapa 8.1) reflecteix el major pes atorgat al valor d'impacte de l'anàlisi de distàncies, ja que prioritza majoritàriament aquells EOA més aïllats respecte la configuració espacial dels camps actius. En general, aquests EOA es situen en les zones més interiors del Parc, destacant els antics conreus de Mata-Rodona, Puigdoure, Putget i la Mata. La major presència d'EOA actius a les parts nord i est del Parc (tant dins com fora dels límits d'aquest), juntament amb la presència de més zones de matollar i l'efecte del GIF de 2003, provoca que en aquestes zones els EOA tinguin nivells d'aptitud baixos, especialment diversos camps de la Vall d'horta, el Soler, l'Otzet o el Rossinyol. En general, s'observa una menor aptitud pel què fa al criteri de mosaic agroforestal en els EOA més pròxims als límits del Parc, amb algunes excepcions com l'antiga explotació de Can Torres.

El grau d'aptitud segons la minimització de l'erosió (mapa 8.2) indica que la major part d'EOA no presentarien, a priori, importants problemes de pèrdua de sòl. Aquest fet també quedava palès en els mapes de pendent (mapa 7.5) i factor LS (mapa 7.9). Malgrat el Parc es caracteritzi pel seu relleu abrupte i escarpat, l'obertura de conreus sempre ha evitat les zones de major pendent que formen la Serra de l'Obac i el Massís de Sant Llorenç, com s'observa perfectament en els mapes.

La priorització segons la minimització del risc d'incendi (mapa 8.3) reflecteix, com ja veiem en el mapa 7.20, que la major part d'EOA es situen en zones d'alt risc d'incendi i, per tant, la seva aptitud per reduir-lo és elevada, destacant els de la part nord-oest del Parc que la normalització dels valors reals amplifica. Entre els menys aptes trobem els camps de l'Otzet, el Rossinyol i la Vall, entre d'altres, situats a la part nord del Parc que majoritàriament gaudeix d'un risc més moderat, segurament a causa d'haver patit el gran incendi de 2003.

Pel que fa l'objectiu de maximització de la presència de l'àguila cuabarrada (mapa 8.4) s'observa l'efecte de l'àrea de campeig principal, que prioritza els EOA situats a la part oest del Parc. La resta d'EOA depenen de la distribució potencial de conill, que al ser més probable en les zones circumdants als límits del Parc causa que el grau d'aptitud hi sigui menor (recordem que el grau d'aptitud valora l'efecte de l'actuació respecte l'objectiu específic planejat).

Finalment el grau d'aptitud segons el criteri de biodiversitat a partir dels atributs d'ocells bioindicadors (mapa 8.5) és més favorable en els EOA situats a la meitat sud del Parc, que és la zona on les probabilitats d'aparició d'espècies d'ambients agrícoles, d'ecotons forestals i de bosquines i prats mediterranis són més baixes (veure mapes 7.36, 7.38 i 7.40). L'atribut corresponent a espècies forestals hauria penalitzat bàsicament a l'antic camp de la Coma d'en Vila i als conreus de la Mata (mapa 7.42), però aquest efecte queda compensat pels valors dels altres grups bioindicadors.

Pel què fa al grau d'aptitud general de cada EOA segons els dos mètodes d'AMC, no s'observen canvis importants entre ambdues prioritzacions, només es percep una menor quantitat d'EOA amb valors més extrems en la priorització pel mètode de l'API.

El mapa 8.8 mostra el pes (com a valor normalitzat ponderat) de cada factor sobre el valor global d'aptitud segons el mètode SLP i el mapa 8.9 la distància de cada factor respecte el punt

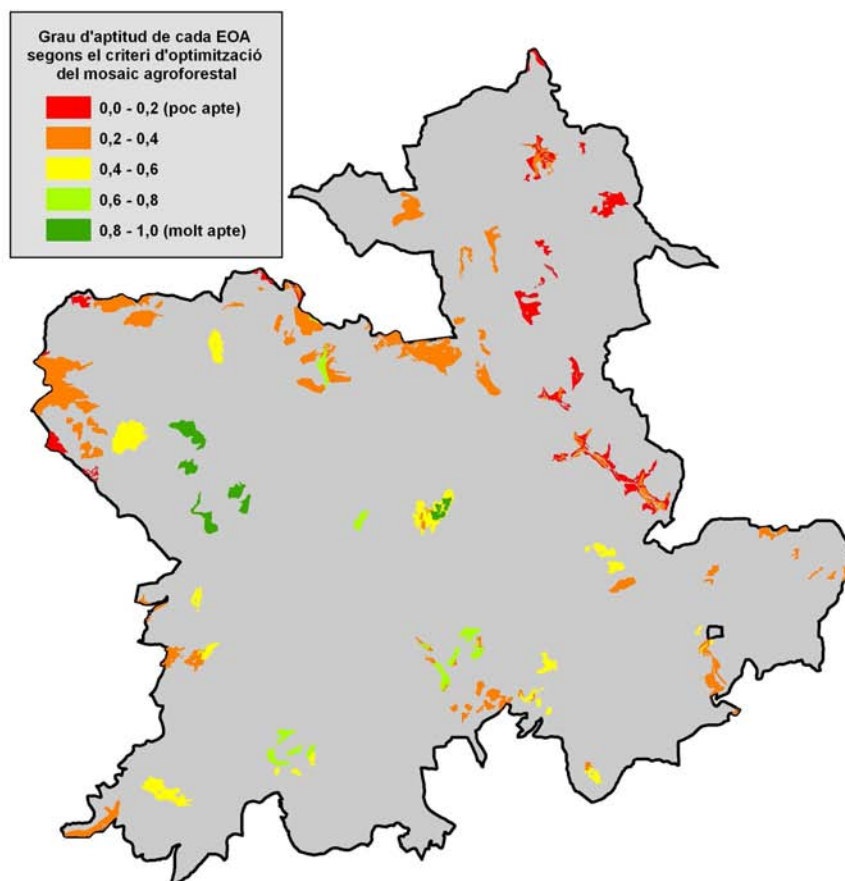
ideal segons el mètode API (en ambdós casos només es representen els EOA amb valor global d'aptitud superior a 0,5 segons el mètode corresponent). Aquests mapes permeten visualitzar el caràcter compensatori d'aquestes tècniques i l'efecte de les ponderacions sobre els diversos factors.

Finalment es mostra també la priorització segons el valor general d'aptitud calculat pel mètode SLP dels EOA actius (mapa 8.10), on l'actuació seria de manteniment, i dels EOA abandonats (mapa 8.11), tant abandonats recents com històrics, on l'actuació seria de recuperació.

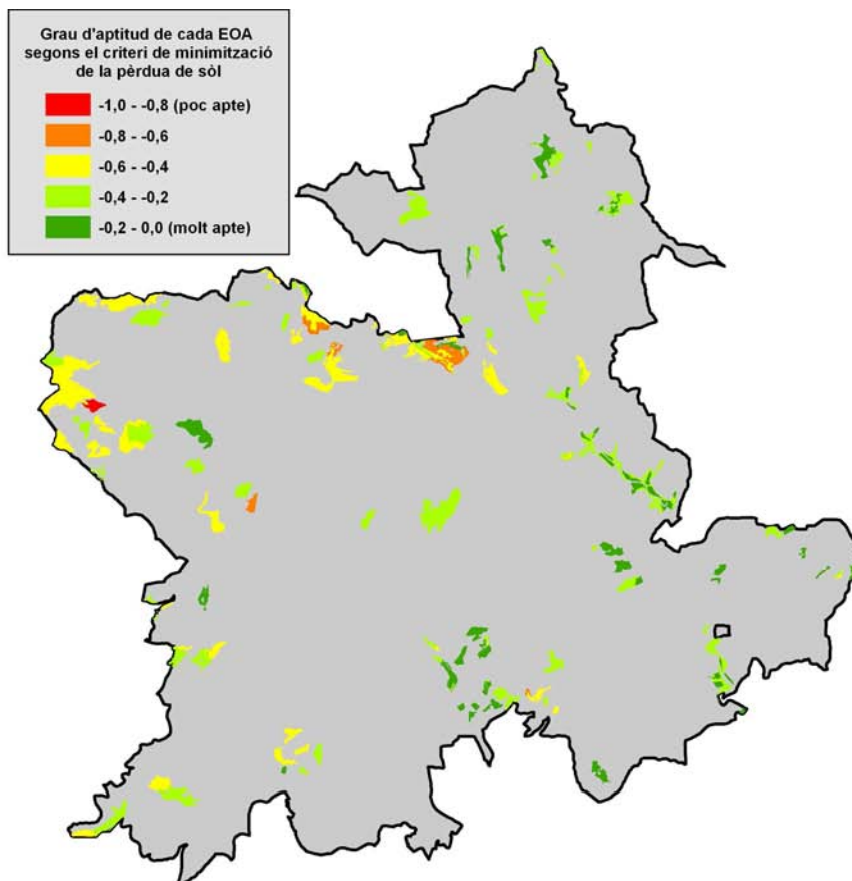
Aquests resultats indiquen que, en base a la metodologia emprada i els criteris establerts, seria altament prioritària la recuperació dels antics conreus de **Mata-rodona i Puigdoure** situats al nord-oest del Parc. També seria prioritària la recuperació dels camps **del Farell, el Putget, els Hostalets del Daví, la Coma d'en Vila, les Boades, les Vendranes, la Casa Nova de l'Obac i Can Torres**, així com el manteniment dels camps de **la Mata, la Barata, Can Pèlags, Can Bofí, el Dalmau i el Daví**. Després trobem una llarga llista d'EOA amb prioritats intermèdies o baixes, però inclús els que tenen valors d'aptitud més baixos, no significa que el seu manteniment o recuperació sigui desfavorable o negatiu pel Parc. De fet, tenint en compte el criteri de normalització dels factors (entre -1 i 1), només l'actuació de manteniment o recuperació seria desfavorable en cas que el valor d'aptitud fos negatiu (pel mètode de SLP, ja que per l'API les distàncies sempre són positives). Cap dels EOA ha donat un valor negatiu d'aptitud general ja que només els criteris de pèrdua de sòl i el bioindicador d'ocells de boscos madurs (dins del criteri de biodiversitat) impliquen valors negatius i per tant desfavorables a l'actuació i, a més, les seves ponderacions són baixes. És per aquest motiu, que en base a aquest model, l'escenari de 1956 suposaria una configuració espacial adequada de cara a la consecució dels objectius plantejats.

En el següent capítol (discussió i conclusions) es discuteix aquest enfocament metodològic emprat tenint en compte les seves limitacions, així com els resultats que se'n deriven.

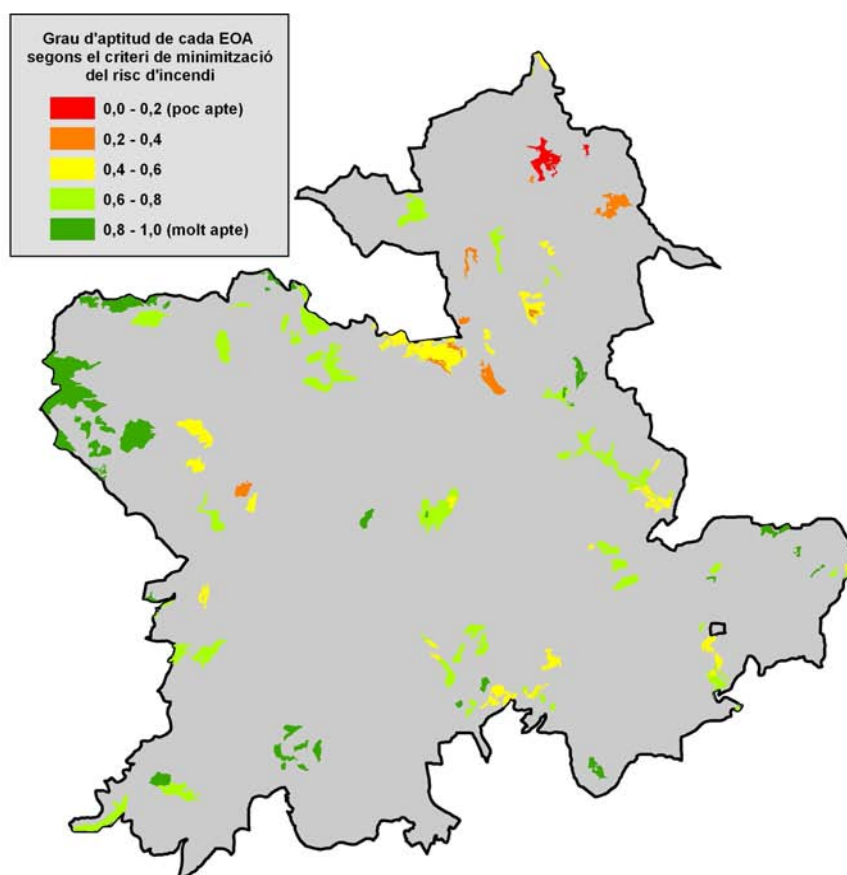




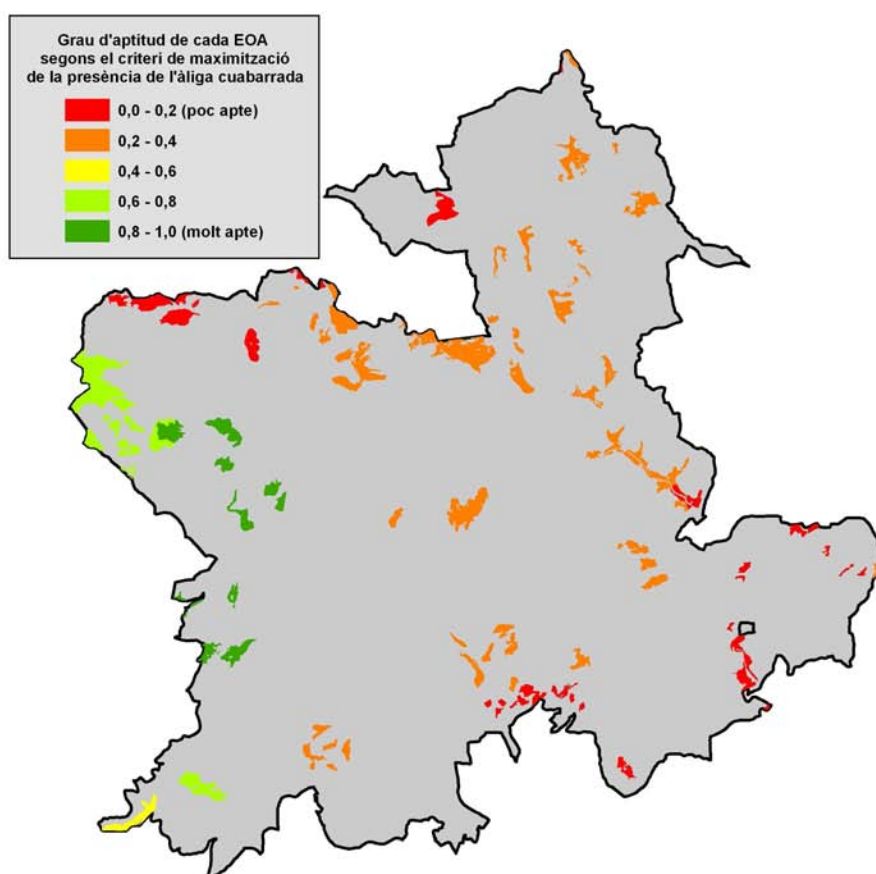
Mapa 8.1: Grau d'aptitud de cada EOA segons el criteri d'optimització del mosaic agroforestal



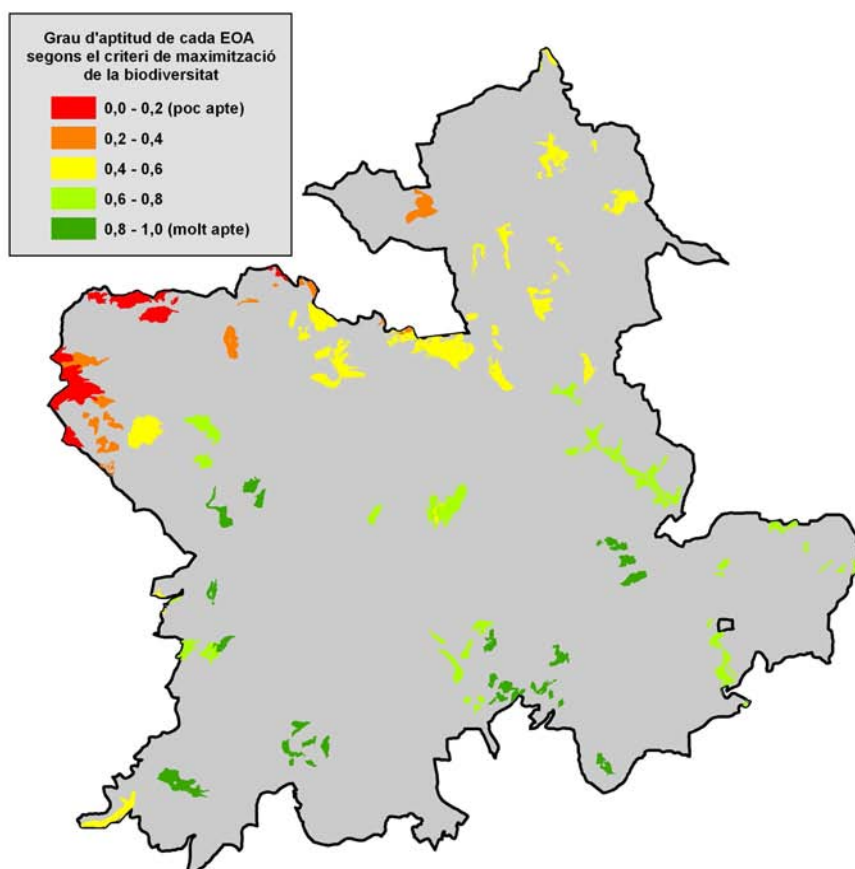
Mapa 8.2: Grau d'aptitud de cada EOA segons el criteri de minimització de la pèrdua de sòl



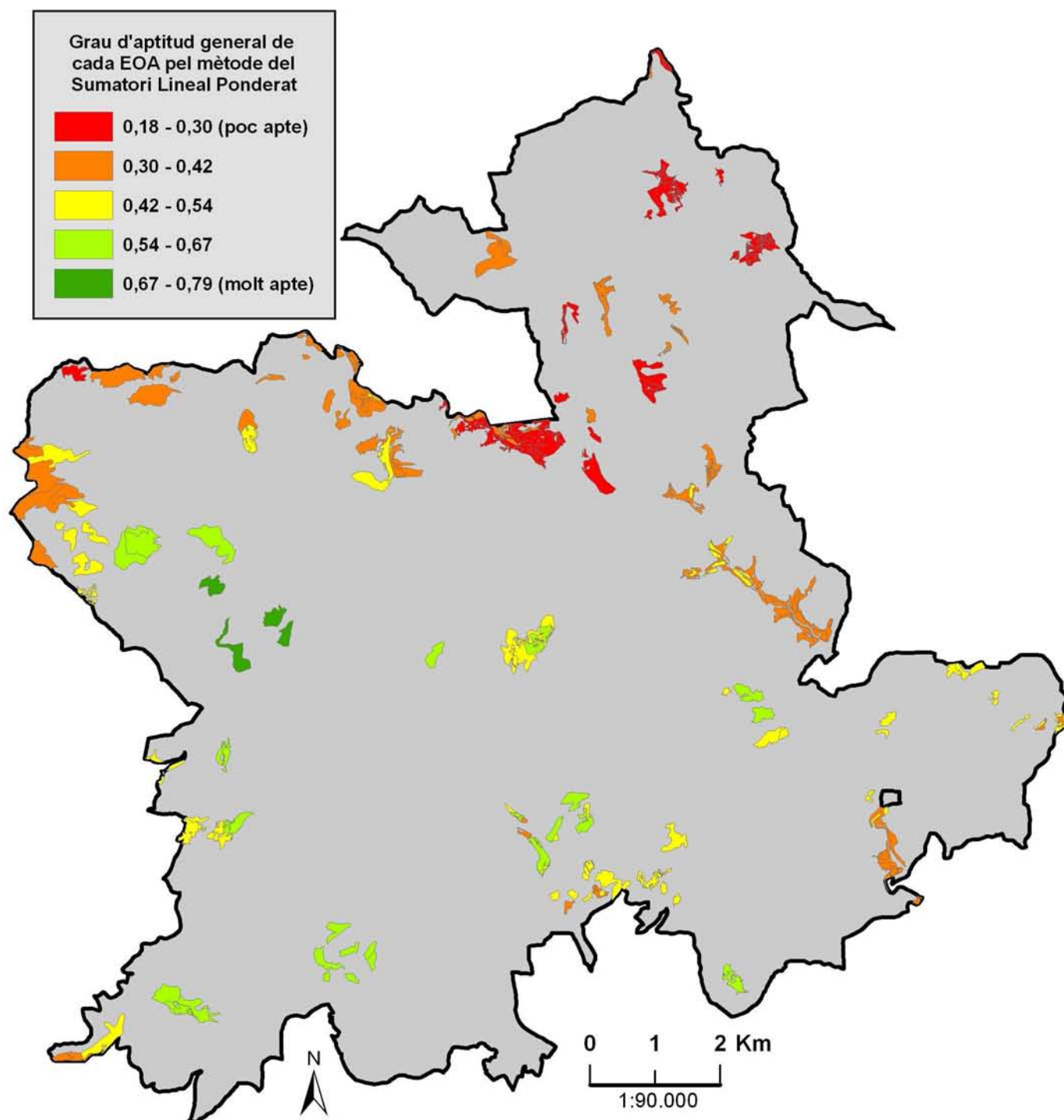
Mapa 8.3: Grau d'aptitud de cada EOA segons el criteri de minimització del risc d'incendi



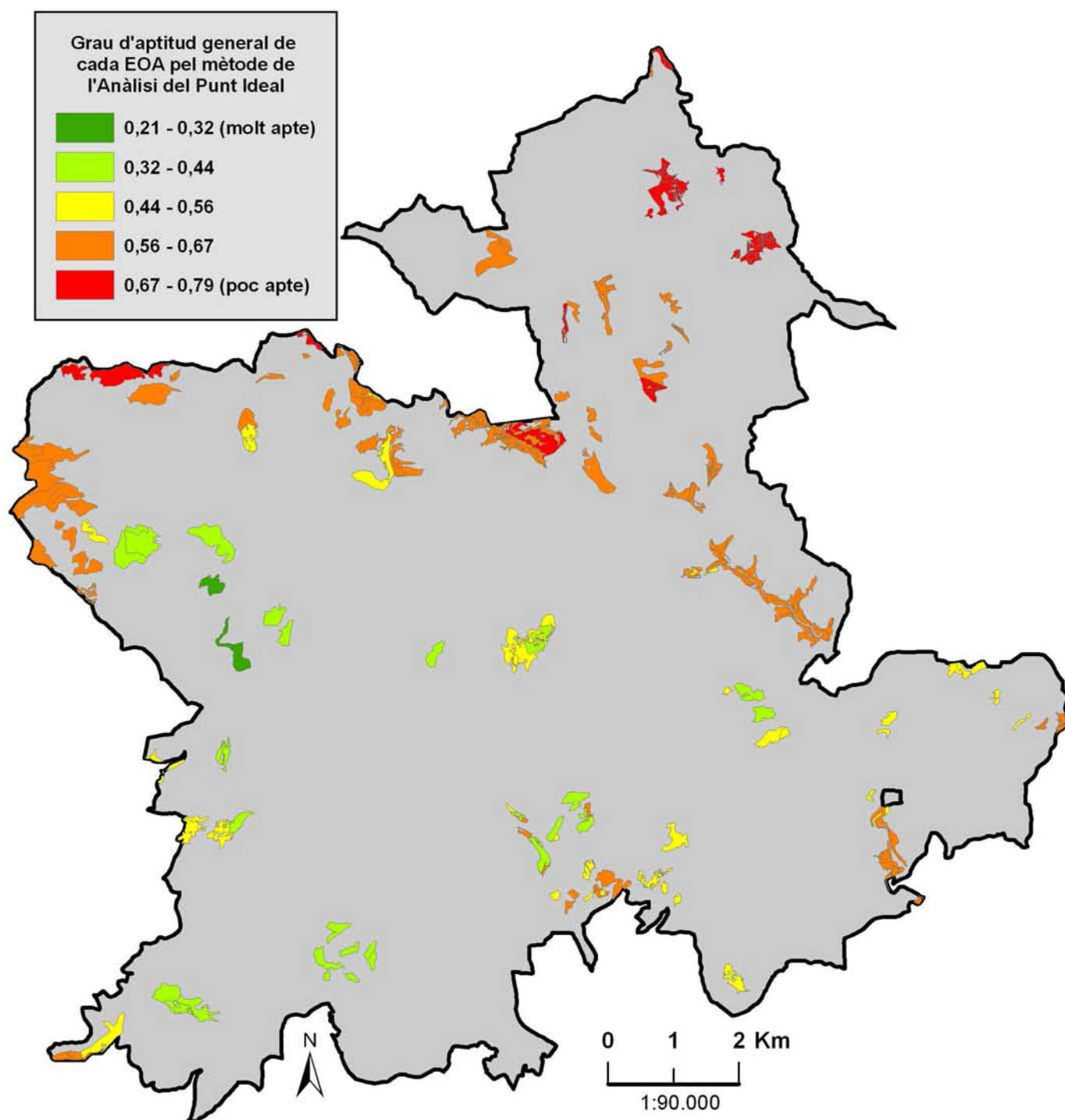
Mapa 8.4: Grau d'aptitud de cada EOA segons el criteri de maximització de la presència de l'àliga cuabarrada



Mapa 8.5: Grau d'aptitud de cada EOA segons el criteri de maximització de la biodiversitat

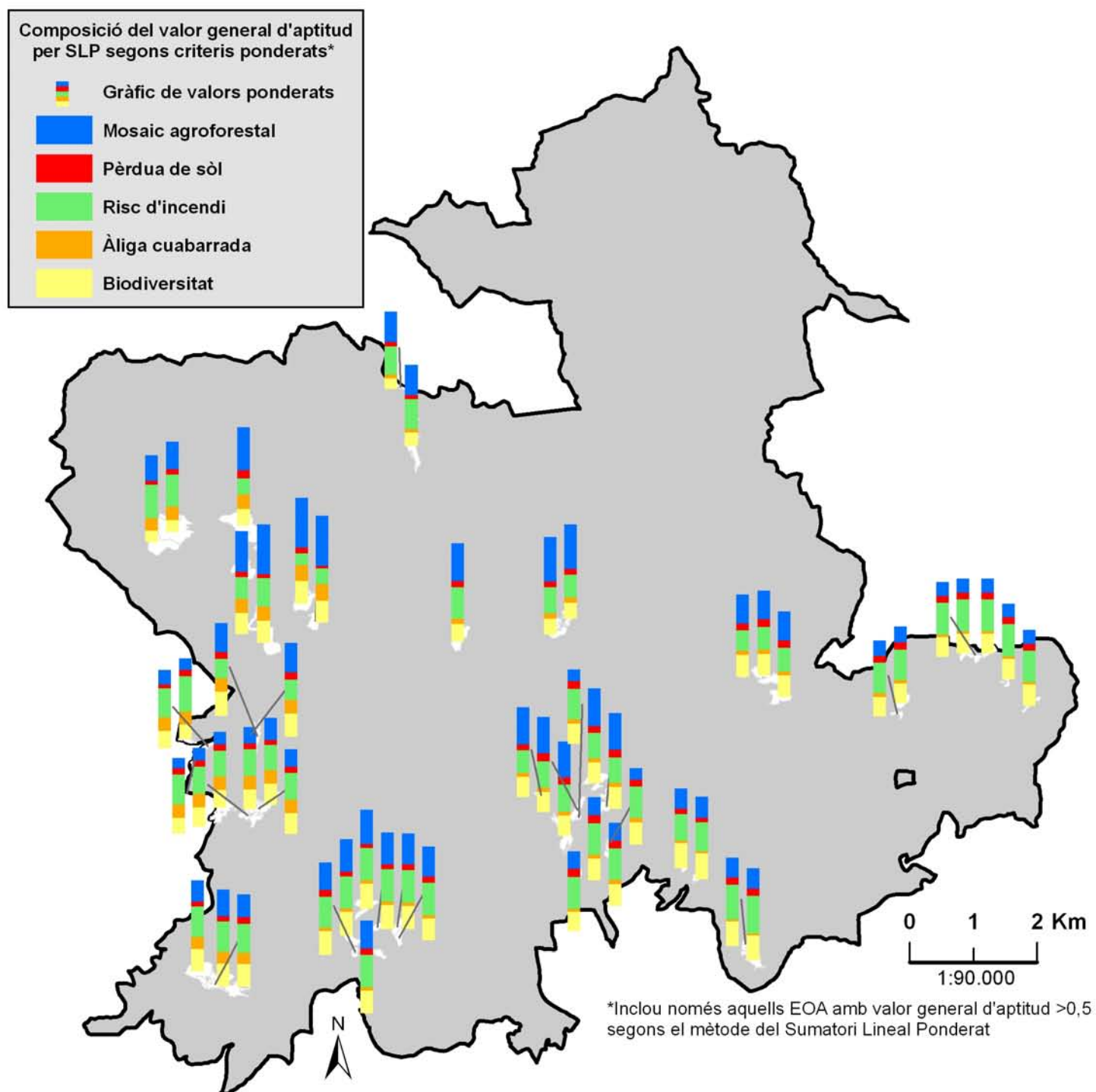


Mapa 8.6: Grau d'aptitud general de cada EOA pel mètode del Sumatori Lineal Ponderat

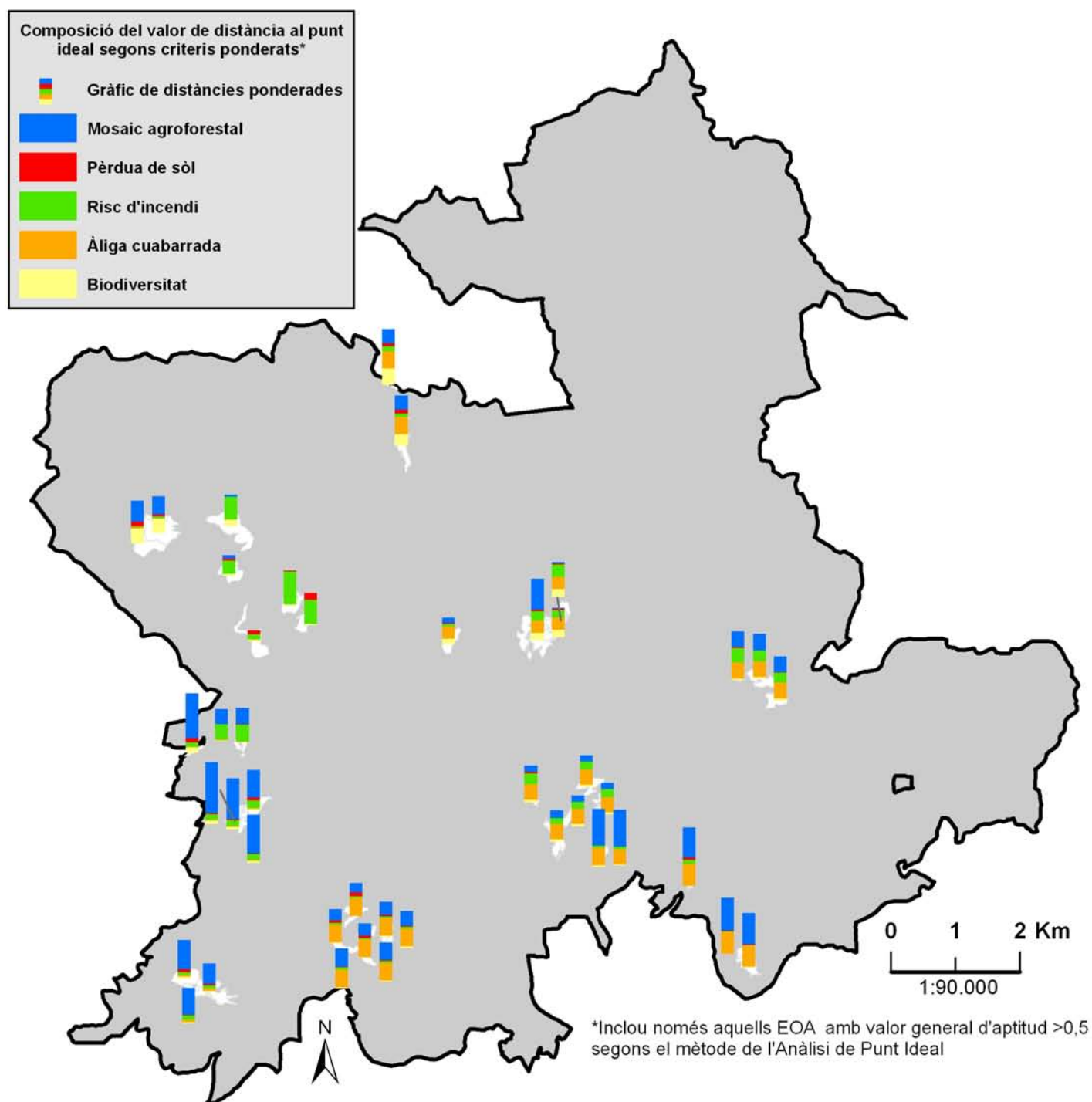


Mapa 8.7: Grau d'aptitud general de cada EOA pel mètode de l'Anàlisi del Punt Ideal

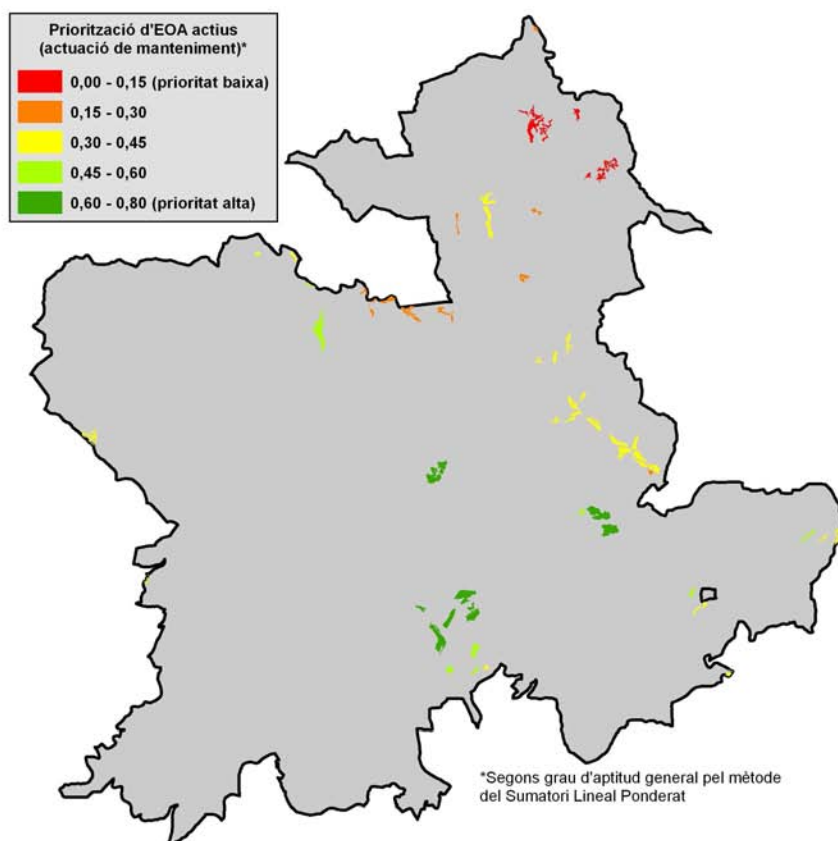




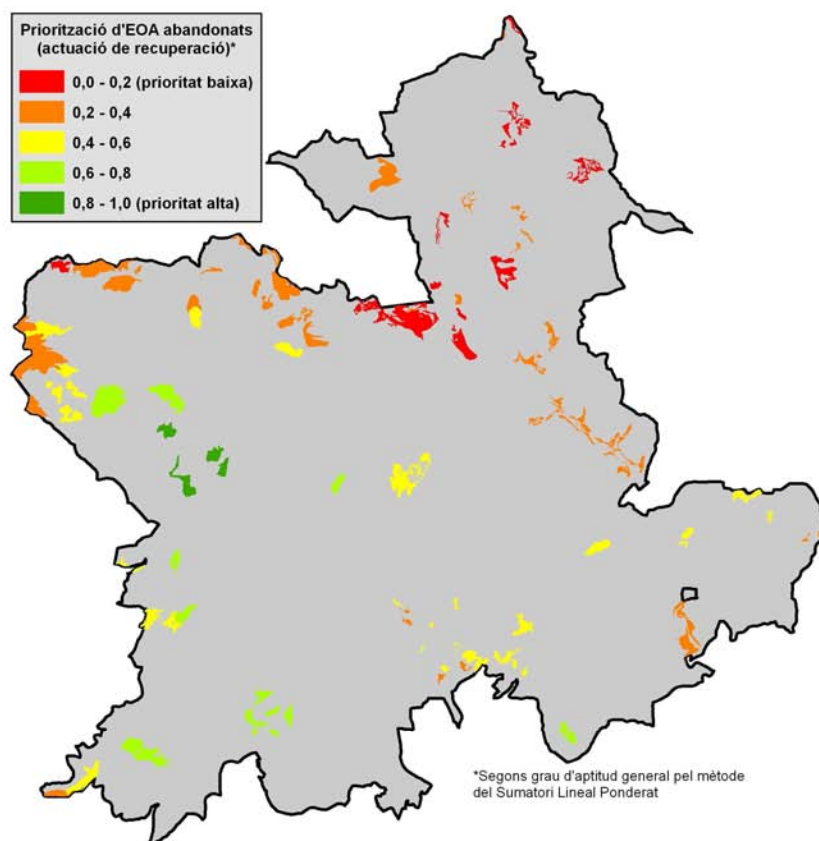
Mapa 8.8: Composició del valor general d'aptitud per SLP segons criteris ponderats. El criteri de pèrdua de sòl en aquest cas es normalitza entre 0 i 1 perquè pugui quedar reflectit en el gràfic de cada EOA.



Mapa 8.9: Composició del valor de distància al punt ideal segons criteris ponderats



Mapa 8.10: Priorització d'EOA actius (actuació de manteniment) segons grau d'aptitud general pel mètode de SLP



Mapa 8.11: Priorització d'EOA abandonats (actuació de recuperació) segons grau d'aptitud general pel mètode de SLP

## 9.- DISCUSSIÓ I CONCLUSIONS

### 9.1.- A NIVELL DE METODOLOGIA

Com s'ha pogut comprovar al llarg dels darrers tres capítols, la metodologia emprada per obtenir la proposta de planificació del mosaic agroforestal del Parc Natural de Sant Llorenç, basada en l'ús de tècniques SIG i d'AMC, implica una sèrie de limitacions, aproximacions i fonts d'error, en alguns casos difícils de mesurar.

En primer lloc, la fotointerpretació de cobertes a partir d'ortofotografies sempre suposa un cert grau d'error, sobretot en casos com aquest, en el que s'ha fet ús de sèries històriques com les de 1956 que presenten, en algunes zones, una qualitat d'imatge realment pobre. La identificació i delimitació d'EOA abandonats també suposa una dificultat afegida, i el criteri de fotointerpretació resulta, en molts casos, decisiu a l'hora d'establir si existeix o no abandonament recent.

És important destacar, però, que el fet d'incloure en la planificació només aquells espais que són o havien estat (almenys perceptiblement el 1956) d'ús agrari (i no qualsevol zona del Parc) suposa una sèrie d'avantatges. Primerament, impedeix que es puguin obrir espais en hàbitats forestals madurs, preservant així els valors ecològics que aquests posseeixen, i a la vegada restringeix el problema d'una fragmentació excessiva. També garanteix, a priori, aspectes no inclosos en l'AMC com són l'accessibilitat o la fertilitat del sòl i, com hem vist, limita la pèrdua de sòl per erosió ja que majoritàriament evita pendents elevats. Aquesta hipòtesi, per tant, resulta decisiva, ja que condiciona i simplifica tot el procés metodològic dels capítols 6, 7 i 8.

A nivell SIG, la generació d'un vector d'EOA ha permès caracteritzar-los a través de la combinació analítica amb bases temàtiques, creant una taula d'atributs associada que constitueix un catàleg d'EOA actuals i potencials del Parc.

Tot i que ha estat possible accedir a bases digitals cartogràfiques que abastien els diferents aspectes que requeria aquest estudi, algunes d'elles només han estat disponibles a una escala poc interpretable pel Parc (sobretot el risc d'incendi i algunes capes de fauna). S'han emprat algunes tècniques per reduir aquestes limitacions (e.g. aplicació de buffers), però l'ús d'una cartografia temàtica més detallada (a escala del Parc) donaria una major consistència i fiabilitat a l'estudi. La resolució del Model Digital d'Elevacions (MDE) també hagués convingut que fos suficientment elevada com per integrar el relleu de les feixes.

El mètode emprat d'integració SIG-AMC també conté una sèrie de limitacions i aproximacions comentades al capítol anterior. No obstant, el procés metodològic emprat creiem que és una eina vàlida i útil per casos de planificació territorial com el que aquí s'exposa, en el que existeixen diversos factors a tenir en compte per valorar l'aptitud del territori a ser gestionat segons un determinat ús. De fet, trobem diversos casos d'aplicació d'un model SIG-AMC per a la localització de les àrees més aptes per usos agraris, ja sigui sota criteris bàsicament productius (e.g. Ceballos-Silva i López-Blanco, 2003), de conservació (e.g. Bayliss *et al.*, 2003) o una combinació d'ambdós tipus (e.g. Bojórquez-Tapia *et al.*, 2001; Grabaum i Meyer, 1998).

L'aplicació de mètodes AMC de tipus compensatori creiem que és encertada per aquest cas d'estudi, ja que els diferents criteris considerats representen objectius complementaris. Tant el Sumatori Lineal Ponderat com l'Anàlisi del Punt Ideal permeten l'ús de ponderacions en els factors i generen resultats similars. El SLP, però, admet la possibilitat d'obtenir valors d'aptitud

negatius que representarien la inconveniència de l'actuació. En aquest sentit resulta més adequat que l'API, on les distàncies sempre han de ser positives. No obstant, els criteris seleccionats i les normalitzacions i ponderacions aplicades han relativitzat aquest avantatge, ja que cap EOA ha resultat desfavorable (valor negatiu d'aptitud).

L'ús de normalitzacions lineals pels factors (entre -1 i 1) es considera adient tenint en compte l'abast, objectius i possibilitats d'aquest estudi. No es descarta, però, que l'ús de transformacions no lineals puguin modelitzar millor alguns dels factors inclosos a l'AMC.

Les ponderacions sempre impliquen un cert grau de controvèrsia i subjectivitat, malgrat aplicar tècniques com la comparació per parells de Saaty que permet fer una assignació dels pesos de manera més coherent i n'indica la consistència. En aquest cas s'han aplicat pesos als diferents factors d'acord amb una jerarquització dels propis objectius de l'estudi i la qualitat de les dades. Tanmateix, es podrien haver assignat altres valors o inclús concedir la mateixa importància a cada factor. De fet, s'ha comprovat que, sense l'assignació de pesos, els mapes d'aptitud global no haurien variat significativament. Una manera molt adequada d'assignar els pesos pel seu caràcter participatiu hauria estat a partir de deliberacions d'experts i actors implicats, lamentablement no ha estat possible en aquest estudi.

Així doncs, les principals conclusions del treball a nivell metodològic serien:

- La inclusió només d'aquells espais que són o havien estat d'ús agropecuari garanteix, a priori, aspectes com el de l'accessibilitat, la fertilitat del sòl o la no destrucció d'hàbitats naturals madurs (especialment boscos), que d'aquesta manera es troben ja implícits en l'AMC. Aquesta hipòtesi condiona i simplifica tot el procés metodològic posterior.
- El model vectorial estructura l'estudi en base a una sèrie d'entitats geogràfiques individualitzades (cada EOA) i permet configurar un catàleg d'EOA actuals i potencials del Parc.
- Malgrat les limitacions de l'estudi, l'ús d'una metodologia basada en una integració SIG-AMC creiem que resulta una eina vàlida per obtenir de manera objectiva una prioritització dels EOA tenint en compte els diferents objectius plantejats.
- L'ús de tècniques d'AMC de tipus compensatori (Sumatori Lineal Ponderat o Anàlisi del Punt Ideal) creiem que és la millor opció per aquest cas d'estudi, ja que els diferents factors representen objectius complementaris per a cada alternativa.
- Les normalitzacions lineals dels valors reals dels factors entre -1 i 1 es consideren apropiades per valorar la conveniència o inconveniència de mantenir o recuperar els diferents EOA.
- La ponderació dels factors resulta més controvertida. En aquest cas, s'han aplicat unes ponderacions basades en la pròpia jerarquització dels objectius de l'estudi i la qualitat de les dades, però creiem que tampoc seria desencertat no establir pesos als criteris o basar-se en les deliberacions que grups d'experts i actors implicats puguin emetre.
- Caldria, no obstant, generar una cartografia temàtica més detallada (a escala del Parc), especialment a nivell de risc d'incendi i fauna, per tal d'assolir uns resultats més consistents i fiables.



## 9.2.- A NIVELL DE RESULTATS

Com es fa palès al capítol 6, es pot afirmar que en l'àmbit actual del Parc Natural de Sant Llorenç s'ha produït un intens procés de transformació paisatgística al llarg del segle XX, especialment com a conseqüència de l'abandonament rural. L'evolució cap a cobertes vegetals més denses, sobretot bosc i matollar, certament ha produït una homogeneïtzació del paisatge, sobretot si ens referim a la dicotomia entre cobertes vegetals obertes i tancades. En aquest context, el règim d'incendis esdevé pràcticament l'únic factor inductor de pertorbacions en el paisatge que pot generar la presència d'espais oberts, però la pròpia estructura del paisatge eleva el risc que aquestes pertorbacions tinguin efectes potencialment catastròfics quan tenen un abast de GIF. Si bé actualment els EOA actius representen poc més d'un 1% de la superfície total del Parc, la proposta de planificació pren com a referència la situació anterior al 1956, quan l'ús agrari havia arribat a ocupar més d'un 7% del sòl.

La caracterització dels EOA actuals i potencials evidencia, entre altres aspectes, la riquesa botànica i d'hàbitats que conté el Parc. No obstant, també sembla indicar que existeix una major abundància de moltes espècies de fauna (especialment ocells) en les àrees adjacents al Parc, on existeix una major presència d'EOA (en la línia que indiquen altres estudis com Pino *et al.*, 2000). Aquest fet porta cap a situacions si més no paradoxals, com la que mostren els mapes 7.23 o 7.27, en la que la riquesa i valor d'interès dels ocells presents és significativament major en les zones més exteriors i circumdants del Parc que no pas en les interiors. El mapa de risc bàsic d'incendi i els episodis d'incendis ocorreguts també indiquen que, en general, la vulnerabilitat del Parc als grans focs és elevada.

En aquesta discussió es podria al·legar que l'establiment d'una estructura enterament boscosa permetria potenciar la flora i fauna d'interior de tessella forestal, a la vegada que les zones adjacents al Parc o altres espais naturals ja actuarien com a reservoris dels hàbitats necessaris per a les espècies d'espais oberts. Aquesta hipòtesi, però, xocaria amb l'objectiu principal de planificació i gestió del Parc Natural, que és “protegir i conservar el medi físic, el paisatge, els sistemes naturals i la diversitat biològica, de manera compatible amb l'ús sostenible dels seus recursos i l'activitat dels seus habitants” (article 2.2 de l'última versió del *Pla especial de protecció del medi físic i del paisatge de l'espai natural de Sant Llorenç del Munt i l'Obac*, 1997). No semblaria coherent amb aquest principi “transferir” la conservació d'espècies d'espais oberts (moltes de les quals tenen un gran valor de conservació, i algunes d'elles, com l'àguila cuabarrada, un fort caràcter emblemàtic) a les àrees adjacents no protegides. A més, com pretén evidenciar aquest estudi, no té perquè ser incompatible la presència d'espècies forestals i d'espais oberts al Parc si s'estableix una configuració espacial equilibrada. També cal insistir en aquest punt sobre el risc de propagació de grans incendis que pot implicar una estructura paisatgística excessivament densa i no gestionada en el sí del Parc Natural de Sant Llorenç.

El resultat de l'AMC, és una prioritització dels EOA en base a un índex d'aptitud o idoneïtat que mesura el grau de satisfacció respecte els diversos objectius plantejats. No obstant, una de les preguntes que sorgeix tot seguit i que (voluntàriament) no s'ha resolt en aquest estudi és: Quina seria la selecció o número d'EOA que conformaria una configuració espacial o un mosaic agroforestal que optimitzés la satisfacció dels diferents objectius plantejats en l'AMC?

La resposta no sembla evident. El model agregat amb enclavaments de Forman (1995a; 1995b) no aporta gaire informació sobre quina proporció d'un determinat ús del sòl ha d'estar en forma d'agregats o d'enclavaments, ni tampoc sobre les dimensions (absolutes o relatives) que

han de tenir les diverses tesselles. Tampoc el paradigma preventiu de gestió del foc indica quin pes hauria de tenir el sector agrari en un determinat territori per crear una estructura paisatgística veritablement poc vulnerable als grans incendis. Tanmateix, la configuració històrica del Parc ens permet intuir quina podria ser la proporció més adequada entre EOA i la matriu forestal. La major presència de l'àguila cuabarrada o la menor recurrència d'incendis forestals fins no fa masses dècades poden ser un bon indicador que segurament caldria tendir cap a un escenari semblant al de 1956. Aquest estudi estableix, en certa manera, el full de ruta cap a aquest escenari.

El pes que s'ha atorgat a la configuració d'un mosaic agroforestal equilibrat per tot l'àmbit del Parc hauria prioritzat, en general, els EOA situats en zones d'interior ja que és on hi són més escassos. Cal destacar en aquest sentit, l'alt valor d'aptitud dels antics camps de Mata-rodona i Puigdoure. Tanmateix, caldria avaluar la capacitat de tots els EOA, sobretot dels més aïllats (com la Coma d'en Vila o la Mata), per actuar com a passeres, i d'aquesta manera garantir la connectivitat tan a nivell forestal com d'espais oberts.

Una dels aspectes que sembla més evident un cop efectuat aquest estudi és que la gestió de manteniment o recuperació dels EOA del Parc s'hauria d'encaminar preferentment cap a la pastura i els prats de dall. La recuperació de prats i bosquines mediterrànies mantingudes per explotacions de bestiar oví i/o cabrú formarien l'hàbitat ideal per moltes espècies d'ocells, ropalòcers o pel mateix conill, entre d'altres. Aquesta gestió permetria igualment mantenir una estructura paisatgística menys vulnerable a episodis de grans incendis i recuperar valors culturals del Parc com el patrimoni rural. A més, el risc d'erosió de prats i bosquines es preveu molt menor que en conreus de cereals o altres varietats (García –Ruiz *et al.*, 1996), evitant un dels problemes que podria implicar la recuperació d'aquests espais. De fet, ja trobem experiències d'introducció de ramats d'ovelles i cabres al Parc enfocades a perseguir aquests objectius. N'és un exemple la recent introducció d'un ramat que pastura en diversos camps del terme de Matadepera. El repte actual és generalitzar aquests usos per tot l'àmbit del Parc mantenint els EOA actuals i recuperant-ne d'abandonats. En aquells EOA que la fertilitat del sòl i altres circumstàncies permetessin el cultiu de varietats agrícoles, la gestió hauria de tenir molt presents els criteris de conservació plantejats, i per tant, evitar qualsevol tipus d'ús intensiu de la terra. De fet, també trobem exemples actuals d'explotacions agrícoles ecològiques en el Parc, com serien els camps de Can Pèlacs, que des de 2003 ofereix una producció agrícola basada en els principis de l'agroecologia.

Aquest estudi, per tant, pretén posar de relleu el caràcter multifuncional que poden oferir les activitats agràries en el territori si la seva gestió no tendeix cap a la intensificació. La baixa rendibilitat en termes econòmics d'una gestió agrària més "tradicional" o "ecològica", i més quan aquesta es situa en zones de muntanya, s'hauria de veure compensada per aquestes funcions (serveis, de fet) que ofereix en matèria de biodiversitat i prevenció d'incendis, i que tota la societat en gaudeix. És aquest "plus", aquesta tasca "extra" que desenvolupen les activitats agrosilvopastorals en el territori i concretament a la muntanya mediterrània, que s'haurien de tenir presents des dels òrgans gestors del territori per facilitar-ne i impulsar-ne la seva persistència, evitant agreujar l'abandonament rural en àmbits com el del Parc Natural de Sant Llorenç del Munt.

Les principals conclusions que es deriven d'aquest estudi a nivell de resultats són, per tant:

- Un mosaic agroforestal equilibrat constitueix una estructura paisatgística que, a priori, ha de permetre assolir els objectius de conservació de la biodiversitat i protecció davant grans incendis forestals al Parc Natural de Sant Llorenç del Munt.
- S'hauria de tendir cap a un escenari proper al de 1956, incrementant l'ús agrari del territori, que tot i mantenir un pes minoritari respecte la matriu forestal, hauria de deixar de ser testimonial. Aquest estudi proveeix, tenint en compte els diferents aspectes plantejats, el full de ruta cap a aquest escenari.
- S'hauria d'avaluar la capacitat dels EOA per actuar com a passeres, especialment dels EOA que puguin trobar-se més aïllats, de manera que es garanteixi la connectivitat general del Parc.
- La gestió dels EOA s'hauria d'encaminar cap a la pastura, els prats de dall o les pràctiques agroecològiques, ja que són els usos agraris que millor s'adeqüen als objectius de conservació, i a priori, no suposen un risc elevat d'erosió. A més, la recuperació d'aquestes activitats tradicionals enriquiria els valors culturals del Parc i el seu patrimoni rural.
- Els òrgans gestors del territori han de tenir present aquest caràcter multifuncional que ofereixen les activitats agrosilvopastorals en la muntanya mediterrània, i actuar en conseqüència per garantir-ne la permanència malgrat la rendibilitat econòmica sigui baixa.
- Aquesta proposta de planificació podria ser extrapolable en altres espais d'interès natural o àrees naturals en general d'àmbit mediterrani.

## 10.- FONTS D'INFORMACIÓ

### 10.1.- REFERÈNCIES BIBLIOGRÀFIQUES

- AEMA/PNUMA (2004). High nature value farmland (Informe EEA 1/2004). Copenhagen, Agència Europea de Medi Ambient i Programa de les Nacions Unides per al Medi Ambient.
- Arnáez-Vadillo, J. O., L.; Oserín, M. (1993). "Erosión hídrica superficial en campos abancalados del Sistema Ibérico Riojano (valles del Leza-Jubera)." Geographica **30**: 33-45.
- Badia, A., D. Sauri, *et al.* (2002). "Causality and management of forest fires in Mediterranean environments: an example from Catalonia." Global Environmental Change Part B: Environmental Hazards **4**(1): 23-32.
- Ballesteros, T., *et al.* (2000). Estudi dels carnívors al Parc Natural de Sant Llorenç del Munt i l'Obac Monografies 29, Diputació de Barcelona.
- Ballesteros, T., Degollada, A. (2000). Estudi quantitatiu de l'avifauna del Parc Natural de Sant Llorenç del Munt i l'Obac Monografies 29, Diputació de Barcelona.
- Baltà, O., Bros, V., Pérez, M. (2002). Distribució de les poblacions d'ocells nidificants del Parc Natural de Sant Llorenç del Munt i l'Obac (1999-2001) Monografies 35, Diputació de Barcelona.
- Barba-Romero, S., Pomerol, J.CH. (1997). Decisiones multicriterio. Fundamentos teóricos y utilización práctica. Alcalá de Henares, Servicio de Publicaciones de la Universidad de Alcalá.
- Bayliss, J., Helyar, A., Lee, J.T., Thompson, S. (2003). "A multi-criteria targeting approach to neutral grassland conservation." Journal of Environmental Management **67**: 145-160.
- Blondel, J., Aronson, J. (1999). Biology and wildlife of the Mediterranean region. Oxford, Oxford University Press.
- Boada, M., Zahonero, A. (1998). Medi ambient, una crisi civilitzadora. Barcelona, Edicions La Magrana.
- Boada, M., Saurí, D. (2002). El canvi global. Barcelona, Departament de Medi Ambient. Generalitat de Catalunya. Rubes Editorial.
- Boada, M. (2002). Manifestacions del canvi ambiental global al Montseny (Tesi doctoral). Departament de Geografia. Bellaterra, Universitat Autònoma de Barcelona.
- Boada, M. (2003). Boscós de Catalunya. Història i actualitat del món forestal. Barcelona, Brau edicions.
- Bojórquez-Tapia, L. A., Diaz-Mondragon, S., Ezcurra, E. (2001). "GIS-based approach for participatory decision making and land suitability assessment." International Journal of Geographical Information Science **15**: 129-151.
- Bros, V. (2005). La recerca i la conservació de la fauna d'invertebrats en el Parc Natural de Sant Llorenç del Munt i l'Obac: tàxons d'interès conservacionista, Diputació de Barcelona.
- Brotons, L., Herrando, S., Estrada, J. & Pedrocchi, V., (2004). Patrons generals dels canvis en la distribució de les espècies i l'ús del sòl en el període entre els dos atlas. Barcelona, Institut Català d'Ornitologia/Lynx Edicions.
- Camps, I., Suárez, J. A. (2000). Contribució al coneixement de l'estructura del Triàsic de Sant Llorenç del Munt i l'Obac, Monografies 29. Diputació de Barcelona.

- Carver, S. (1991). "Integrating multi-criteria evaluation with geographical information systems." International Journal of Geographical Information Systems 5(3): 321-339.
- Ceballos-Silva, A., López-Blanco, J. (2003). "Delineation of suitable areas for crops using a multi-criteria evaluation approach and land use/cover mapping: a case study in Central Mexico." Agricultural Systems 77: 117-136.
- CEOTMA (1991). Guía para la Elaboración de Estudios del Medio Físico: Contenido y Metodología. Madrid, Centro de Estudios de Ordenación del Territorio y Medio Ambiente
- Chakhar, S., Martel, J.M. (2003). "Enhancing geographical information systems capabilities with multi-criteria evaluation functions." Journal of Geographical and Decision Analysis 7: 47-71.
- Colson, G., De Bruin, C. (1989). Models and Methods in Multiple Objective Decision Making. London, Pergamon.
- Cowen, D. (1988). "GIS versus CAD versus DBMS: what are the differences." Photogrammetric Engineering and Remote Sensing 54: 1551-1555.
- Cowen, J. (1993). A proposed method for calculating the LS factor for use with the USLE in a grid-based environment. New York, Wiley.
- Desmet, P. J. J. G., G. (1996). "A GIS procedure for automatically calculating the USLE LS factor on topographically complex landscape units." Journal of Soil and Water Conservation 51: 427-433.
- Diamond, J. T., Wright, J.R. (1988). "Design of an integrated spatial information system for multiobjective land-use planning." Environment and Planning B 15: 205-214.
- Dubayah, R. R., P.M. (1995). "Topographic solar radiation models for GIS." Journal of Geographical Information Systems 9: 405-419.
- Eastman, J. R., Jin, W., Kyem, P.A., Toledano, J. (1993). GIS and Decision Making. Ginebra, United Nations Institute for Training and Research (UNITAR).
- Eastman, J. R. (2001). Guide to GIS and Image Processing (Volume 2). Idrisi 32. Release 2. Worcester, Clark Labs.
- Estrada, J., Pedrocchi, V., Brotons, L., Herrando, S. (eds.) (2004). Atles dels ocells nidificants de Catalunya 1999-2002. Barcelona, Institut Català d'Ornitologia (ICO) / Lynx Edicions.
- Fahrig, L. (2003). "Effects of habitat fragmentation on biodiversity." Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics 34: 487-515.
- FAO (2006). Evaluación de los Recursos Forestales Mundiales 2005. Estudio FAO: Montes 147. Roma, FAO.
- Farina, A. (1998). Principles and methods in Landscape Ecology. London, Chapman & Hall.
- Feiring, B. R. (1986). Linear Programming: An Introduction. London, Sage Publications
- Ferrando, A. (1985). "Sant Llorenç del Munt i serra de l'Obac, entorn natural i conreus a l'Edat Mitjana (segles X-XV)." El medi natural del Vallès 1: 33-37.
- Fischer, J. and D. B. Lindenmayer (2002). "Small patches can be valuable for biodiversity conservation: two case studies on birds in southeastern Australia." Biological Conservation 106(1): 129-136.
- Forman, R. T. T., Godron, M. (1986). Landscape Ecology. New York, John Wiley & Sons.



- Forman, R. T. T. (1995a). Land Mosaics. The ecology of landscapes and regions. Cambridge, Cambridge University Press.
- Forman, R. T. T. (1995b). "Some general principles of landscape and regional ecology." Landscape Ecology **10**(3): 133-142.
- García-Almirall, P., Biere-Arenas, R. (2004). Estudis urbans amb tecnologia informàtica SIG. Barcelona, Centre de Política de Sòl i Valoracions (Universitat Politècnica de Catalunya).
- García-Ruiz, J. M., Lasanta, T. (1990). "Land-use changes in the Spanish Pyrennees." Mountain Research and Development **10**: 267-279.
- García-Ruiz, J. M., Valero, B. (1998). "Historical geomorphic processes and human activities in the Central Spanish Pyrennees." Mountain Research and Development **18**: 309-320.
- García-Ruiz, J. M., T. Lasanta, et al. (1996). "Land-use changes and sustainable development in mountain areas: a case study in the Spanish Pyrennees." Landscape Ecology **11**(5): 267-277.
- Gómez, M., Barredo, J.I. (2005). Sistemas de Información Geográfica y evaluación multicriterio en la ordenación del territorio (2ª ed.). Madrid, RA-MA Editorial.
- González-Bernáldez, F. (1981). Ecología y paisaje. Madrid Blume.
- González-Bernáldez, F. (1991). "Ecological consequences of the abandonment of traditional land use systems in central Spain." Options Méditerranéennes **15**: 23-29.
- Grabaum, R. and B. C. Meyer (1998). "Multicriteria optimization of landscapes using GIS-based functional assessments." Landscape and Urban Planning **43**(1-3): 21-34.
- Gracia, C. (Director) (2004). Inventari Ecològic i Forestal de Catalunya. Bellaterra, Centre de Recerca Ecològica i Aplicacions Forestals (CREAF).
- Guardiola, M., Gutiérrez, C. (2005). Base de dades de flora vascular del Parc Natural de Sant Llorenç del Munt i l'Obac Diputació de Barcelona.
- Herrando, S. (2002). Resultats del programa SOCC al Parc Natural de Sant Llorenç del Munt i Serra de l'Obac (temporada de nidificació 2002) Diputació de Barcelona.
- Herrando, S. (2005). Mòdul ocells-indicadors. Implementació del SIXTELL de la província de Barcelona. Barcelona Diputació de Barcelona.
- Hwang, C., Yoon, K. (1981). Multiple attribute decision making methods and applications: A state of the art survey. Berlin, Springer-Verlag.
- ICHN (1999). Estratègia Catalana per a la conservació i l'ús sostenible de la diversitat biològica (no publicat). Barcelona, ICHN (Institució Catalana d'Història Natural).
- Ignizio, J. P. (1985). Introduction to Linear Goal Programming. London, Sage Publications.
- Jankowski, P. (1995). "Integrating geographical information systems and multiple criteria decision making methods." International Journal of Geographical Information Systems **9**: 251-273.
- Janssen, R., Rietveld, P. (1990). Multicriteria Analysis and GIS: An Application to Agricultural Landuse in The Netherlands". Dordrecht, Kluwer.
- Kumar, L. S., A.K.; Knowles, E. (1997). "Modelling topographic variation in solar radiation in a GIS environment." International Journal of Geographical Information Science **11**: 475-497.
- Laaribi, A. (2000). SIG et Analyse Multicritère. Paris, Hermès Sciences Publications.

- Lasanta, T. (1988). "The process of desertion of cultivated areas in the Central Spanish Pyrenees." Pirineos **132**: 15-36.
- Lasanta, T., Vicente-Serrano, S. M., Cuadrat-Prats, J. M. (2005). "Mountain Mediterranean landscape evolution caused by the abandonment of traditional primary activities: a study of the Spanish Central Pyrenees." Applied Geography **25**(1): 47-65.
- Lasanta, T., J. C. Gonzalez-Hidalgo, et al. (2006). "Using landscape ecology to evaluate an alternative management scenario in abandoned Mediterranean mountain areas." Landscape and Urban Planning **78**(1-2): 101-114.
- Lloret, F., E. Calvo, et al. (2002). "Wildfires and landscape patterns in the Eastern Iberian Peninsula." Landscape Ecology **17**(8): 745-759.
- Mac Arthur, R. H., Wilson, E.O. (1967). Theory of Island Biogeography. Princeton, Princeton University Press.
- Malczewski, J. (1999). GIS and Multicriteria Decision Analysis. New York, Wiley.
- Malczewski, J. (2006). "GIS-based multicriteria decision analysis: a survey of the literature." International Journal of Geographical Information Science **20**(7): 703-726.
- Martín, A. (2000). Els primers pastors de Sant Llorenç del Munt al VI mil·lenni aC. Monografies 29, Diputació de Barcelona.
- Marull, J. and J. M. Mallarach (2005). "A GIS methodology for assessing ecological connectivity: application to the Barcelona Metropolitan Area." Landscape and Urban Planning **71**(2-4): 243-262.
- Masalles, R. M. (2003). La flora arvense que es perd. Barcelona, Facultat de Biologia - Universitat de Barcelona.
- Mateu, R., Pintó, J. (1992). "Aproximació a l'evolució del paisatge en un sector de la serra de l'Obac en els darrers 130 anys." El medi natural del Vallès **3**: 49-58.
- Meffle, G. K., Carroll, C.R. (1994). Principles of conservation biology. Sunderland. Sinauer Associates, Inc.
- Munda, G. (1995). Multicriteria evaluation in a fuzzy environment. Theory and applications in Ecological Economics. Heidelberg, Physica.
- Muntaner, J., Ferrer, X., Martínez-Vilalta, A. (1984). Atlas dels ocells nidificants de Catalunya i Andorra. Barcelona, Ketres ed.
- Nadal, J. (1997). Efectes de l'abandonament dels camps de conreu en els sòls del Parc Natural de Sant Llorenç del Munt i serra de l'Obac. (memòria de recerca) Departament de Geografia. Bellaterra, Universitat Autònoma de Barcelona.
- Nadal, J. (2002). Evolució del paisatge de la muntanya mitjana mediterrània: variacions en la fertilitat del sòl i en l'exportació de nutrients al massís de Sant Llorenç del Munt i la Serra de l'Obac (tesi doctoral) Departament de Geografia. Bellaterra, Universitat Autònoma de Barcelona.
- Olaya, V. (2004). A gentle introduction to SAGA GIS, (online: <http://geosun1.uni-geog.gwdg.de/saga/html/index.php>).
- Otero, I. (2006). Manifestacions del canvi global a la vall d'Olzinelles (Montnegre). Anàlisi socioecològica dels canvis en els usos i les cobertes del sòl (1751-2006) (memòria de recerca) ICTA. Bellaterra, Universitat Autònoma de Barcelona.

- Peix-Massip, J. (Direcció) (1999). Foc verd II. Programa de gestió del risc d'incendi forestal. Barcelona, Departament d'Agricultura, Ramaderia i Pesca. Departament de Medi Ambient. Generalitat de Catalunya: 231.
- Pérez, A., Martín, J. (2000). Correlacions entre pressió i precipitació a Sant Llorenç del Munt Monografies 29, Diputació de Barcelona.
- Pino, J., Rodà, F. (1999). "L'ecologia del paisatge: un nou marc de treball per a la ciència de la conservació." Butlletí de la Institució Catalana d'Història Natural **67**: 5-20.
- Pino, J., F. Rodà, *et al.* (2000). "Landscape structure and bird species richness: implications for conservation in rural areas between natural parks." Landscape and Urban Planning **49**(1-2): 35-48.
- Piñol, J., J. Terradas, *et al.* (1998). "Climate Warming, Wildfire Hazard, and Wildfire Occurrence in Coastal Eastern Spain." Climatic Change **38**(3): 345-357.
- Pintó, J. (1997). Vegetació de Sant Llorenç del Munt: les comunitats forestals de la part alta del massís. Monografies 25, Diputació de Barcelona.
- Plana, E. (ed.) (2004). Incendis forestals, dimensió socioambiental, gestió del risc i ecologia del foc. Solsona, Xarxa ALINFO XCT2001-00061.
- Poyatos, R., Latron, J., Llorens P. (2003). "Land use and land cover change after farmland abandonment. The case of a Mediterranean Mountain area (Catalan Pre-Pyrenees)." Mountain Research and Development **23**: 362-368.
- Puigdefàbregas, J., Fillat, F. (1986). "Ecological adaptations of traditional land uses in the Spanish Pyrenees." Mountain Research and Development **6**: 63-72.
- Real, J. (2005). L'àguila perdiguera: un indicador de l'estat de conservació de Sant Llorenç del Munt. Sotabosc (Consell Local de Medi Ambient de Matadepera). **5**. (premsa)
- Renard, K. G., *et al.* (coord.) (1996). Predicting Soil Erosion by Water: A Guide to Conservation Planning With the Revised Universal Soil Loss Equation RUSLE. Agricultural Handbook 703, U.S. Department of Agriculture: 404.
- R Development Core Team (2007). R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. ISBN 3-900051-07-0, URL: <http://www.R-project.org>.
- Romero, C. (1993). Teoría de la Decisión Multicriterio: Conceptos, Técnicas y Aplicaciones. Madrid, Alianza.
- Rosell, C., Villero, D. (Minuartia) (2002). Seguiment de la població de senglar (Sus scrofa) a Sant Llorenç del Munt i l'Obac Monografies 35, Diputació de Barcelona.
- Rosenthal, R. E. (1985). "Concepts, Theory and Techniques: Principals of Multiobjective Optimization." Decision Sciences **16**(2): 133-152.
- Saaty, T. (1977). "A scaling method for priorities in hierarhiqual structures." Journal of mathematical Psychology **15**: 234-281.
- Saaty, T. (1980). The analytical Hierarchy Process. New York, Mc Graw Hill.
- Serra-Cobo, J. (2002). Estudi quiropterològic del Parc Natural de Sant Llorenç del Munt i l'Obac Monografies 35, Diputació de Barcelona.

- Stefanescu, C., et al. (2006). Anàlisi Bioindicador dels ropalòcers en base al seguiment de la xarxa del CBMS. Barcelona, Xarxa de Parcs Naturals (Diputació de Barcelona).
- Thill, J. C. (1999). Multicriteria Decision-making and Analysis: A Geographic Information Sciences Approach. New York, Ashgate.
- Turner, B. (1990). The Earth as transformed by human action. Cambridge Cambridge University Press.
- Van Remortel, R. H., R.; Hickey, R. (2001). "Estimating the LS factor for RUSLE through iterative slope length processing of digital elevation data." Cartography **30**(1): 27-35.
- Villero, D. (2003). Treballs metodològics i seguiment de les poblacions d'amfibis al Parc Natural de Sant Llorenç del Munt i l'Obac Diputació de Barcelona.
- Voogd, H. (1983). Multicriteria Evaluation for Urban and Regional Planning. London, Pion.
- Vos, W., Meekes, H. (1999). "Trends in European cultural landscape development: perspectives for a sustainable future." Landscape and Urban Planning **46**(1-3): 3-14.
- Yu, P. (1973). "A class of solutions for group decision problems." Management Science **19**: 936-946.
- Zeleny, M. (1973). Compromise Programing. Columbia, University of South Carolina Press.
- Zeleny, M. (1982). Multi Criteria Decision Making. New York, Mc Graw Hill.
- Zonneveld, I. S. (1995). Land mosaics. Amsterdam, SPB Academic Publishing.

## **10.2.- RECURSOS D'INTERNET**

- Parc Natural de Sant Llorenç del Munt i l'Obac: [www.diba.es/parcsn/stllorenc](http://www.diba.es/parcsn/stllorenc)
- Institut Català de Cartografia (ICC): [www.icc.cat](http://www.icc.cat)
- Departament de Medi Ambient i Habitatge (DMAH): <http://mediambient.gencat.net>, [http://mediambient.gencat.net/cat/el\\_departament/cartografia/fitxes/](http://mediambient.gencat.net/cat/el_departament/cartografia/fitxes/) (cartografia)
- Mapa de Cobertes del Sòl de Catalunya (MCSC) del CREAM: [www.cream.uab.es/mcsc/](http://www.cream.uab.es/mcsc/)
- Equip de Biologia de Conservació Àguila Perdiguera: [www.ub.es/aligaperdiguera/](http://www.ub.es/aligaperdiguera/)
- Institut Català d'Ornitologia (ICO): [www.ornitologia.org](http://www.ornitologia.org) , [www.ornitologia.org/icoinfo/](http://www.ornitologia.org/icoinfo/) (SIOC)
- Sistema d'Informació Territorial de la xarxa d'espais lliures (SITxell) de la Diputació de Barcelona: [www.diba.cat/parcsn/sitxell](http://www.diba.cat/parcsn/sitxell) (informació)
- Ajuntament de Sant Llorenç Savall: [www.savall.org](http://www.savall.org)
- Programa Land Use and Land Cover Change: [www.geo.ucl.ac.be/LUCC/lucc.html](http://www.geo.ucl.ac.be/LUCC/lucc.html)

## **ANNEX**

### **METADADES DE LES BASES CARTOGRÀFIQUES DEL SITXELL**

- Localitats d'espècies de flora endèmiques, rares o amenaçades (p. 118)
- Valoració botànica dels hàbitats (p. 120)
- Valoració dels ocells nidificants (p. 122)
- Distribució potencial de diferents espècies de mamífers - Models ajustats (p. 124)
- Estat del medi – ocells bioindicadors (p. 126)

| Fitxa tècnica de la base cartogràfica digital            |  | Espècies de flora endèmiques, rares o amenaçades |                    |                        |
|--|--|--|--------------------|------------------------|
| Resum  |  |  |                    |                        |
| Nom  | sitx_hbtax   |  |                    |                        |
| Format   | ArcInfo 9.0 Workstation  |  |                    |                        |
| Format d'intercanvi                                      | ArcInfo EXPORT: .e00   |  |                    |                        |
| Contingut  | Localitats de tàxons vegetals rars, amenaçats o endèmics   |  |                    |                        |
| Abast geogràfic  | Província de Barcelona + Montseny (àmbit SITXELL)  |  |                    |                        |
| Data d'elaboració  | març 2006  |  |                    |                        |
| Elements geomètrics                                      | punts  |  |                    |                        |
| Estructura   |  |  |                    |                        |
| Estructura de les dades espacials                        | ▪ topologia de punts   |  |                    |                        |
| Elements amb atributs                                    | ▪ punts: atributs del nom del tàxon, el radi de precisió de la localitat i la font bibliogràfica d'on prové                    |  |                    |                        |
| Estructura de les dades alfanumèriques                   | ▪ taules d'atributs propis de la cobertura   |  |                    |                        |
| Elaboració   |  |  |                    |                        |
| Procediment d'elaboració                                 | ▪ Selecció dels tàxons procedents del BDBC, localització de les citacions sobre ortofotos IRC 1:25.000 amb precisions diverses |  |                    |                        |
| Fonts principals   | ▪ ortofotos IRC 1:25.000 any 1996/1997   |  |                    |                        |
| Fonts auxiliars  | ▪  |  |                    |                        |
| Discussió  |  |  |                    |                        |
| Bases cartogràfiques amb què concorda aquesta            | ▪ -----  |  |                    |                        |
| Bases cartogràfiques que s'han fet concordar amb aquesta | ▪  |  |                    |                        |
| Sistema de referència                                    |  |  |                    |                        |
| Projecció cartogràfica                                   | UTM  |  |                    |                        |
| El.lipsoide  | Internacional 1909   |  |                    |                        |
| Datum  | Europeu 1950   |  |                    |                        |
| Origen de longituds                                      | UTM, referides al fus 31   |  |                    |                        |
| Origen d'altituds  | nivell mitjà del mar a Alacant   |  |                    |                        |
| Sistema de coordenades                                   | UTM, fus 31  |  |                    |                        |
| Unitats  | metres   |  |                    |                        |
| Escala de captura  | -----  |  |                    |                        |
| Escala d'aplicació                                       | -----  |  |                    |                        |
| Precisió d'emmagatzematge                                | doble  |  |                    |                        |
| Tolerància aplicada                                      | 12.139   |  |                    |                        |
| Joc de caràcters   |  |  |                    |                        |
| Informació espacial                                      |  |  |                    |                        |
| Descripció de la cobertura                               | Description of DOUBLE precision coverage sitx_hbtax  |  |                    |                        |
|  | FEATURE CLASSES  |  |                    |                        |
|  | Feature Class  | Subclass   | Number of Features | Attribute data (bytes) |
|  | -----  | -----  | -----              | -----                  |
|  | POINTS   |  | 2233               | 446                    |
|  | SECONDARY FEATURES   |  |                    |                        |
|  | Tics   |  | 4                  |                        |
|  | TOLERANCES   |  |                    |                        |
|  | Fuzzy  | = 12.139 N                                       | Dangle             | = 0.000 N              |
|  | COVERAGE BOUNDARY  |  |                    |                        |
|  | Xmin   | = 365000.000                                     | Xmax               | = 478725.697           |
|  | Ymin   | = 4565000.000                                    | Ymax               | = 4686385.218          |



|                            |  |
|----------------------------|--|
|                            | <div>STATUS</div> <div>The coverage has not been Edited since the last BUILD or CLEAN.</div> <div>COORDINATE SYSTEM DESCRIPTION</div> <div>ProjectionUTM</div> <div>Zone31</div> <div>UnitsMETERS      SpheroidINTERNATIONAL1909</div> |
| Informació alfanumèrica    |  |
| Taules d'atributs pròpies  | ▪      sitx_hbtax.pat  |
| Taules externes associades |  |

| Fitxa tècnica de la base cartogràfica digital            |  | Valoració botànica dels hàbitats   |  |
|--|--|--|--|
| Resum  |  |  |  |
| Nom  |  | mn332e50p08a.shp   |  |
| Format   |  | shp  |  |
| Format d'intercanvi                                      |  | shp  |  |
| Contingut  |  | Valoració botànica dels hàbitats   |  |
| Abast geogràfic  |  | Província de Barcelona + Montseny (àmbit SITXELL)  |  |
| Data d'elaboració  |  | desembre 2005  |  |
| Elements geomètrics                                      |  | polígons   |  |
| Estructura   |  |  |  |
| Estructura de les dades espacials                        |  | polígons   |  |
| Elements amb atributs                                    |  | polígons: fins a 3 hàbitats i el seu recobriment (sobre 10) per cada polígon, i atributs de caracterització dels espais agrícoles.   |  |
| Estructura de les dades alfanumèriques                   |  | taules d'atributs pròpia   |  |
| Elaboració   |  |  |  |
| Procediment d'elaboració                                 |  | Fotointerpretació amb IRC, treball de camp, delineació dels polígons sobre ortofotos IRC 1:25.000, vectorialització i entrada d'atributs   |  |
| Fonts principals   |  | Ortofotos IRC 1:25.000 any 1996/1997, treball de camp  |  |
| Fonts auxiliars  |  | Ortofotos color 1:5000 anys 2000-2003 (en alguns fulls)  |  |
| Discussió  |  |  |  |
| Bases cartogràfiques amb què concorda aquesta            |  | Base 1:50.000 de l'ICC   |  |
| Bases cartogràfiques que s'han fet concordar amb aquesta |  |  |  |
| Sistema de referència                                    |  |  |  |
| Projecció cartogràfica                                   |  | UTM  |  |
| El·lipsoide  |  | Internacional 1909   |  |
| Datum  |  | Europeu 1950   |  |
| Origen de longituds                                      |  | UTM, referides al fus 31   |  |
| Origen d'altituds  |  | nivell mitjà del mar a Alacant   |  |
| Sistema de coordenades                                   |  | UTM, fus 31  |  |
| Unitats  |  | metres   |  |
| Escala de captura  |  | 1:25.000   |  |
| Escala d'aplicació                                       |  | 1:50.000   |  |
| Precisió d'emmagatzematge                                |  | doble  |  |
| Tolerància aplicada                                      |  | 0,1 m  |  |
| Joc de caràcters   |  |  |  |
| Informació espacial                                      |  |  |  |
| Descripció de la cobertura                               |  |  |  |
| Informació alfanumèrica                                  |  |  |  |
| Taules d'atributs pròpies                                |  | sitx_hb05.pat  |  |
| Taules externes associades                               |  |  |  |
| Descripció de les taules                                 |  | <b>sitx_hb05.pat</b><br><br><b>LLH1, LLH2, LLH3:</b> hàbitats presents en cada polígon<br><b>REC1, REC2, REC3:</b> recobriment relatiu de cada hàbitat al polígon (en tant per 10)<br><b>AREA_H1, AREA_H2, AREA_H3:</b> recobriment absolut de cada hàbitat en el polígon (en m²)<br><b>RHSITX1, RHSITX2, RHSITX3:</b> Representativitat de l'hàbitat1, 2 i 3 a l'àmbit de la província de Barcelona<br><b>RHCAT1, RHCAT2, RHCAT3:</b> Representativitat de l'hàbitat 1, 2 i 3 a Catalunya<br><b>RIQEFLO1:</b> riquesa florística dels hàbitats del polígon, amb valors d'1 a 4 (valor 0 per als hàbitats exclosos de la valoració)<br><b>RAREFLO2:</b> raresa florística dels hàbitats del polígon, amb valors d'1 a 4 (valor 0 per als hàbitats exclosos de la valoració)<br><b>AREAIMP3:</b> àrea d'implantació dels hàbitats del polígon, amb valors d'1 a 4 (valor 0 per als hàbitats exclosos de la valoració) |  |

|  |   |
|--|---|
|  | <p><b>ESTASUC4:</b> estadi successional dels hàbitats del polígon, amb valors d'1 a 4 (valor 0 per als hàbitats exclosos de la valoració)</p> <p><b>FRAGECO5:</b> fragilitat ecològica dels hàbitats del polígon, amb valors d'1 a 4 (valor 0 per als hàbitats exclosos de la valoració)</p> <p><b>VALBIOG6:</b> valor biogeogràfic dels hàbitats del polígon, amb valors d'1 a 4 (valor 0 per als hàbitats exclosos de la valoració)</p> <p><b>EXTETER7:</b> extensió territorial dels hàbitats del polígon, amb valors d'1 a 4 (valor 0 per als hàbitats exclosos de la valoració)</p> <p><b>DIVETOP8:</b> diversitat topogràfica dels hàbitats del polígon, amb valors d'1 a 4 (valor 0 per als hàbitats exclosos de la valoració)</p> <p><b>AGRGESP9:</b> agregació espacial dels hàbitats del polígon, amb valors d'1 a 4 (valor 0 per als hàbitats exclosos de la valoració)</p> <p><b>EXCESP10:</b> excentricitat espacial del polígon, amb valors d'1 a 4 (valor 0 per als hàbitats exclosos de la valoració)</p> <p><b>IIH:</b> índex d'interès intrínsec dels hàbitats, amb valors d'1 a 10 (valor 0 per als hàbitats exclosos de la valoració)</p> <p><b>IIC:</b> índex d'interès corològic dels hàbitats, amb valors d'1 a 10 (valor 0 per als hàbitats exclosos de la valoració)</p> <p><b>VGI:</b> valor global d'interès, amb valors d'1 a 10 (valor 0 per als hàbitats exclosos de la valoració)</p> <p><b>Z_MIN:</b> altitud mínima del polígon</p> <p><b>Z_MAX:</b> altitud màxima del polígon</p> <p><b>Z_MIT:</b> altitud mitjana del polígon</p> <p><b>PD_MIN:</b> pendent mínim del polígon (en °)</p> <p><b>PD_MAX:</b> pendent màxim del polígon (en °)</p> <p><b>PD_MIT:</b> mitjana del pendent del polígon (en °)</p> <p><b>REC_N:</b> proporció de la superfície del polígon està orientada al nord (entre 337,5° i 22,5°), en tant per 10</p> <p><b>REC_NE:</b> proporció de la superfície del polígon està orientada al nord-est (entre 22,5° i 67,5°), en tant per 10</p> <p><b>REC_E:</b> proporció de l'hàbitat que està orientat a l'est (entre 67,5° i 112,5°), en tant per 10</p> <p><b>REC_SE:</b> proporció de l'hàbitat que està orientat al sud-est (entre 112,5° i 157,5°), en tant per 10</p> <p><b>REC_S:</b> proporció de la superfície del polígon que està orientada al sud (entre 157,5° i 202,5°), en tant per 10</p> <p><b>REC_SW:</b> proporció de la superfície del polígon que està orientada al sud-oest (entre 202,5° i 247,5°), en tant per 10</p> <p><b>REC_W:</b> proporció de la superfície del polígon que està orientada a l'oest (entre 247,5° i 292,5°), en tant per 10</p> <p><b>REC_NW:</b> proporció de la superfície del polígon que està orientada al nord-oest (entre 292,5° i 337,5°), en tant per 10</p> <p><b>REC_PLA:</b> proporció de la superfície del polígon que correspon a superfícies planes, en tant per 10</p> <p><b>DIFRA:</b> dimensió fractal del polígon (MCGARIGAL &amp; MARKS 1994), calculada segons la fórmula:</p> $DIFRA = (2 * \ln P) / \ln A \quad (P: \text{perímetre}, A: \text{àrea})$ <p><b>FORMA:</b> índex de la forma del polígon (FORMAN &amp; GODRON 1986), calculat segons la fórmula:</p> $FORMA = P / (2 * \sqrt{A}) \quad (P: \text{perímetre}, A: \text{àrea})$ <p><b>N_CI_TAX:</b> nombre de citacions de tàxons que hi ha al polígon</p> <p><b>N_INV_SINTAX:</b> nombre de citacions de sintàxons que hi ha al polígon</p> <p><b>RECLASS25:</b> reclassificació de la llegenda (25 unitats), utilitzada per al càlcul de la longitud de contacte amb polígons adjacents (taula <i>ecotons04.tau</i>)</p> |
|--|---|

| Fitxa tècnica de la base cartogràfica digital            |  | Valoració dels ocells nidificants   |  |
|--|--|---|--|
| Resum  |  |   |  |
| Nom  |  | mn441e00p08a  |  |
| Format   |  | Cobertura ArcInfo   |  |
| Format d'intercanvi                                      |  |   |  |
| Contingut  |  | Valoració dels ocells nidificants en quadrícules 1x1km  |  |
| Abast geogràfic  |  | Província de Barcelona + Parc del Montseny  |  |
| Data orginal d'elaboració                                |  | 2005  |  |
| Autors i contacte  |  | Sergi Herrando i Joan Estrada. Institut Català d'Ornitologia.   |  |
| Propietaris  |  | Oficina Tècnica de Planificació i Anàlisi Territorial (ot.territorial@diba.cat). Àrea d'Espais Naturals. Diputació de Barcelona.  |  |
| Elements geomètrics                                      |  | Polígons  |  |
| Estructura   |  |   |  |
| Estructura de les dades espacials                        |  |   |  |
| Elements amb atributs                                    |  | Polígons  |  |
| Estructura de les dades alfanumèriques                   |  | Taula d'atributs pròpia i taules associades incloses a BdD mn441e00p08a_bd.mdb  |  |
| Elaboració   |  |   |  |
| Procediment d'elaboració                                 |  | <p>- Es parteix dels mapes d'índex d'abundància de l'<i>Atlas dels ocells nidificants de Catalunya 1999-2002</i>. Aquests són mapes d'alta resolució (quadrícules UTM 1x1Km) que mostren les valors modelitzats sobre el 100% del territori a partir d'un mostratge del 10% del territori.</p> <p>- Per a cada quadrícula es mostra la riquesa, és a dir, el número d'espècies d'ocells presents en temporada de nidificació (reproductors o estivals no reproductors a la zona). Camp situat a la taula mn441e00p08a_ICONS5 de mn441e00p08a.mdb.</p> <p>- També s'inclou l'indicador de l'interès que té cada quadrícula en funció del valor de conservació dels ocells que hi són presents (ICONS_5). El valor de conservació de cada espècie quantifica el seu risc d'extinció a Catalunya (criteris Unió Internacional per a la Conservació de la Natura amb correccions regionals específiques). Posant a cada categoria un número (1, 2, 3, 4 o 5) i fent el sumatori elevat a 5 <math>ICONS_5 = \Sigma (ICONS^5)</math>. Aquest sumatori elevat a 5 és una aproximació empírica, és a dir, un número que s'acosta a la imatge que els experts tenen de com s'han d'ordenar les categories quan les combines entre elles. Amb aquest exponent, per exemple, fan falta 4 espècies de categoria Vulnerable per a que aquell quadrat UTM 1x1 tingui el mateix valor que un quadrat amb 1 espècie En perill (categoria immediatament superior). Camp situat a la taula mn441e00p08a_ICONS5 de mn441e00p08a.mdb.</p> <p>- L'atribut de Màxima categoria de l'UICN qualifica cada quadrícula amb la màxima categoria de vulnerabilitat que hi és present. Si dins de la quadrícula hi és present algun ocell amb la categoria En Perill, aquella quadrícula mostrarà aquesta categoria. Camp situat a la taula mn441e00p08a_MAXUICN de mn441e00p08a.mdb.</p> <p>- Des de l'OTPAT s'ha creat per cada quadrícula un llistat.txt de les espècies que s'hi troben. Per obrir el fitxer .txt corresponent a cada quadrícula s'ha afegit un camp amb el path de cada link. Camp situat a la taula mn441e00p08a_TXTSP de mn441e00p08a.mdb.</p> <p>- A més a més, es pot fer un relate amb el amp situat a la taula mn441e00p08a_ESPECIES de mn441e00p08a.mdb, per saber les espècies que hi ha a cada quadrícula amb la seva categoria de l'UICN associada.</p> |  |
| Fonts principals   |  | Mapes d'índex d'abundància de l' <i>Atlas dels ocells nidificants de Catalunya 1999-2002</i>  |  |
| Fonts auxiliars  |  |   |  |
| Discussió  |  |   |  |
| Bases cartogràfiques amb què concorda aquesta            |  |   |  |
| Bases cartogràfiques que s'han fet concordar amb aquesta |  |   |  |
| Sistema de referència                                    |  |   |  |
| Projecció cartogràfica                                   |  | UTM   |  |
| El.lipsoide  |  | 1909 Hayford  |  |
| Datum  |  | ED50  |  |
| Origen de longituds                                      |  | Greenwich   |  |
| Origen d'altituds  |  | Alacant   |  |
| Sistema de coordenades                                   |  | UTM-31N   |  |
| Unitats  |  | m   |  |
| Escala de captura  |  |   |  |
| Escala d'aplicació                                       |  | 1:50.000  |  |
| Precisió d'emmagatzematge                                |  | malla UTM 1x1   |  |
| Tolerància aplicada                                      |  |   |  |
| Joc de caràcters   |  | ANSI  |  |
| Informació espacial                                      |  |   |  |

|                                |   |
|--------------------------------|---|
| Descripció de la cobertura     |   |
| <b>Informació alfanumèrica</b> |   |
| Taules d'atributs pròpies      | mn441e00p08a.pat  |
| Taules externes associades     | mn441e00p08a_bd.mdb<br>mn441e00p08a_ICONS5<br>mn441e00p08a_MAXUICN<br>mn441e00p08a_TXTSP<br>mn441e00p08a_ESPECIES   |
| Descripció de les taules       | <p>mn441e00p08a.pat<br/>X-CENTRE1K: Coordenada x del centre de la quadrícula UTM 1x1 km<br/>Y-CENTRE1K: Coordenada y del centre de la quadrícula UTM 1x1 km<br/>QUTM_1KM: Codi de la quadrícula UTM 1x1 km</p> <p>mn441e00p08a_ICONS5<br/>QUTM_1KM: Codi de la quadrícula UTM 1x1 km<br/>RIQUESA: Número estimat d'espècies d'ocells presents en temporada de nidificació<br/>ICONS_5: Índex d'interès territorial segons el valor de conservació determinat per l'UICN dels ocells presents</p> <p>mn441e00p08a_MAXUICN<br/>QUTM_1KM: Codi de la quadrícula UTM 1x1 km<br/>DS_UICN: Descripció de la categoria de l'UICN (valor de conservació)</p> <p>mn441e00p08a_TXTSP<br/>QUTM_1KM: Codi de la quadrícula UTM 1x1 km<br/>LINK: Path per establir el vincle amb els llistats d'espècies</p> <p>mn441e00p08a_ESPECIES<br/>QUTM_1KM: Codi de la quadrícula UTM 1x1 km<br/>ESPECIE: Nom científic de l'espècie<br/>Categoria_UICN: Descripció de la categoria de l'UICN (valor de conservació)<br/>Valor_de_conservacio: Número corresponent al valor de conservació</p> |
| Valors dels atributs           |   |

| Fitxa tècnica de la base cartogràfica digital |  | MODELS_AJUSTATS |
|---|--|-----------------|
| Resum   |  |                 |
| Nom   | MODELS_AJUSTATS  |                 |
| Format  | POL (MiraMon)  |                 |
| Format d'intercanvi                           | dxf, shp   |                 |
| Contingut                                     | Distribució potencial de diferents espècies de mamífers  |                 |
| Abast geogràfic                               | X mínima: 360000<br>X màxima:484000<br>Y mínima: 4560000<br>Y màxima:4688000   |                 |
| Data d'elaboració                             | Novembre de 2004   |                 |
| Elements geomètrics                           | Malla de 2 x 2 km²   |                 |
| Estructura                                    |  |                 |
| Estructura de les dades espacials             | ▪  |                 |
| Elements amb atributs                         | ▪  |                 |
| Estructura de les dades alfanumèriques        | Distribució potencial de diferents espècies de mamífers segons els models estadístics ajustats: <ul style="list-style-type: none"><li>▪ MARFOI_POI: Distribució potencial de la fagina (<i>Martes foina</i>). Índex d'abundància GLM Poisson</li><li>▪ MARFOI_BIN: Distribució potencial de la fagina (<i>Martes foina</i>). Probabilitat d'aparició GLM binomial</li><li>▪ MELMEL_POI: Distribució potencial del teixó (<i>Meles meles</i>). Índex d'abundància GLM Poisson</li><li>▪ MELMEL_BIN: Distribució potencial del teixó (<i>Meles meles</i>). Probabilitat d'aparició GLM binomial</li><li>▪ MUSNIV_BIO: Distribució potencial de la mostela (<i>Mustela nivalis</i>). Adequació de l'hàbitat ENFA</li><li>▪ GENGEN_BIN: Distribució potencial de la geneta (<i>Genetta genetta</i>). Probabilitat d'aparició GLM binomial</li><li>▪ GENGEN_BIO: Distribució potencial de la geneta (<i>Genetta genetta</i>). Adequació de l'hàbitat ENFA</li><li>▪ VULVUL_POI: Distribució potencial de la guineu (<i>Vulpes vulpes</i>). Índex d'abundància GLM Poisson</li><li>▪ SUSSCR_POI: Distribució potencial del senglar (<i>Sus scrofa</i>). Índex d'abundància GLM Poisson</li><li>▪ SUSSCR_BIO: Distribució potencial del senglar (<i>Sus scrofa</i>). Adequació de l'hàbitat ENFA</li><li>▪ CAPCAP_BIO: Distribució potencial del cabirol (<i>Capreolus capreolus</i>). Adequació de l'hàbitat ENFA</li><li>▪ RUPRUP_POI: Distribució potencial de l'isard (<i>Rupicapra rupicapra</i>). Índex d'abundància GLM Poisson</li><li>▪ ORYCAN_BIN: Distribució potencial del conill (<i>Oryctolagus cuniculus</i>). Probabilitat d'aparició GLM binomial</li><li>▪ ORYCAN_BIO: Distribució potencial del conill (<i>Oryctolagus cuniculus</i>). Adequació de l'hàbitat ENFA</li><li>▪ SCIVUL_BIN: Distribució potencial de l'esquirol (<i>Sciurus vulgaris</i>). Probabilitat d'aparició GLM binomial</li><li>▪ SCIVUL_BIO: Distribució potencial de l'esquirol (<i>Sciurus vulgaris</i>). Adequació de l'hàbitat ENFA</li><li>▪ GATDOM_POI: Distribució potencial del gat domèstic (<i>Felis catus</i>). Índex d'abundància GLM Poisson</li><li>▪ GOSDOM_POI: Distribució potencial del gos domèstic (<i>Canis familiaris</i>). Índex d'abundància GLM Poisson</li></ul> |                 |
| Elaboració                                    |  |                 |
| Procediment d'elaboració                      | <ul style="list-style-type: none"><li>▪ Mostreig de camp de 210 quadrícules de 2x2 km² de les 2404 de l'àmbit del SITXELL i la seva perifèria immediata.</li><li>▪ Obtenció de dades georeferenciades, tant dels resultats del mostreig com de diferents variables ambientals disponibles (forest , agricultura, vegetació baixa , estructura del paisatge, impacte humà, clima i relleu), i que han servit de base per a desenvolupar els models predictius de distribució.</li><li>▪ Obtenció de models predictius d'adequació de l'hàbitat per a la presència de cada espècie a partir de dues metodologies generals, aplicades en funció de la tipologia de les dades de camp.</li><li>▪ Obtenció de mapes preliminars de distribució potencial.</li><li>▪ Contrast dels mapes obtinguts amb les dades de camp. Correcció dels mapes en funció de l'error detectat.</li><li>▪ Obtenció final del mapa de distribució potencial per a les diferents espècies i models ajustats.</li></ul>   |                 |
| Fonts principals                              | Cartografia de referència del SITXELL de 2 x 2 km²<br>Mapa d'usos del sòl de 1997 (DMAH, 2000)<br>Cartografia dels hàbitats de Catalunya (DMAH, 2004)<br>Atlas Climàtic Digital (DMAH, 1996)<br>Mapa topogràfic 1:50000 (ICC, 2002)  |                 |
| Fonts auxiliars                               |  |                 |
| Discussió                                     |  |                 |
| Bases cartogràfiques amb què concorda aquesta |  |                 |



|  |  |
|--|--|
| Bases cartogràfiques que s'han fet concordar amb aquesta |  |
| <b>Sistema de referència</b>                             |  |
| Projecció cartogràfica                                   | UTM  |
| El·lipsoide  | 1909 Hayford   |
| Datum  | ED50   |
| Origen de longituds                                      | Greenwich  |
| Origen d'altituds  | Alacant  |
| Sistema de coordenades                                   | UTM-31N  |
| Unitats  | m  |
| Escala de captura  |  |
| Escala d'aplicació                                       | Per la seva tipologia, la informació d'aquesta base només pot ser interpretada a escala territorial (1:250.000)  |
| Precisió d'emmagatzematge                                |  |
| Tolerància aplicada                                      |  |
| Joc de caràcters   |  |
| <b>Informació espacial</b>                               |  |
| Descripció de la cobertura                               | <p>GENERAL</p> <p>Títol de la base: Models ajustats de distribució potencial de mamífers</p> <p>Data de creació de la capa: novembre de 2004</p> <p>Tipus de fitxer: vectorial de polígons</p> <p>Model de dades:</p> <p>Tipus d'objecte: cel·les de 2x2 km<sup>2</sup></p> <p>SISTEMA DE REFERÈNCIA HORITZONTAL</p> <p>Tipus: Cartogràfic</p> <p>Descripció: UTM-31N-UB/ICC</p> <p>Unitats: metres</p> <p>Costat de cel·la: 2 km</p> <p>INFORMACIÓ TEMÀTICA</p> <p>La base conté 18 camps numèrics amb un índex de distribució potencial de les diferents espècies de mamífers pels diferents models ajustats</p> |
| <b>Informació alfanumèrica</b>                           |  |
| Taules d'atributs pròpies                                |  |
| Taules externes associades                               | ..\paletes\Índex_mamífers.dbf  |
| Descripció de les taules                                 |  |
| Valors dels atributs                                     |  |
| <b>ANNEXOS</b>   |  |

| Fitxa tècnica de la base cartogràfica digital |   | Estat del medi – Ocells bioindicadors |
|---|---|---------------------------------------|
| Resum   |   |                                       |
| Nom   | mn447e00p08a  |                                       |
| Format  | Cobertura ArcInfo   |                                       |
| Format d'intercanvi                           |   |                                       |
| Contingut                                     | Estat del medi – Ocells com a bioindicadors   |                                       |
| Abast geogràfic                               | Província de Barcelona + Parc del Montseny  |                                       |
| Data orginal d'elaboració                     | 2005  |                                       |
| Autors i contacte                             | Sergi Herrando i Joan Estrada. Institut Català d'Ornitologia.   |                                       |
| Propietaris                                   | Oficina Tècnica de Planificació i Anàlisi Territorial (ot.territorial@diba.cat). Àrea d'Espais Naturals. Diputació de Barcelona.  |                                       |
| Elements geomètrics                           | Polígons  |                                       |
| Estructura                                    |   |                                       |
| Estructura de les dades espacials             |   |                                       |
| Elements amb atributs                         | Polígons  |                                       |
| Estructura de les dades alfanumèriques        | Taula d'atributs pròpia   |                                       |
| Elaboració                                    |   |                                       |
| Procediment d'elaboració                      | <p>- Es parteix dels mapes d'índex d'abundància de l'<i>Atlas dels ocells nidificants de Catalunya 1999-2002</i>. Aquests són mapes d'alta resolució (quadricules UTM 1x1Km) que mostren les valors modelitzats sobre el 100% del territori a partir d'un mostreig del 10% del territori.</p> <p>- Per a cada quadrícula es mostra la riquesa, és a dir, el número d'espècies d'ocells presents en temporada de nidificació (reproductors o estivals no reproductors a la zona). Camp situat a la taula mn441e00p08a_ICONS5 de mn441e00p08a.mdb.</p> <p>- També s'inclou l'indicador de l'interès que té cada quadrícula en funció del valor de conservació dels ocells que hi són presents (ICONS_5). El valor de conservació de cada espècie quantifica el seu risc d'extinció a Catalunya (criteris Unió Internacional per a la Conservació de la Natura amb correccions regionals específiques). Posant a cada categoria un número (1, 2, 3, 4 o 5) i fent el sumatori elevat a 5 <math>ICONS_5 = \sum (ICONS^5)</math>. Aquest sumatori elevat a 5 és una aproximació empírica, és a dir, un número que s'acosta a la imatge que els experts tenen de com s'han d'ordenar les categories quan les combines entre elles. Amb aquest exponent, per exemple, fan falta 4 espècies de categoria Vulnerable per a que aquell quadrat UTM 1x1 tingui el mateix valor que un quadrat amb 1 espècie En perill (categoria immediatament superior). Camp situat a la taula mn441e00p08a_ICONS5 de mn441e00p08a.mdb.</p> <p>- S'inclou un camp per cada ambient d'interès (10) per la conservació de la biodiversitat, amb la suma de probabilitats d'aparició de cadascuna de les espècies seleccionades com a bioindicadores de cada ambient que estan presents en l'UTM1x1:</p> <p>. Agrícola. El seu valor és un indicador de qualitat del medi agrícola, un ambient d'interès quant a conservació de la biodiversitat. La probabilitat d'aparició és la unitat dels mapes d'índexs d'abundància de l'atles; representa una mesura indirecta de l'abundància de l'espècie i es defineix com la probabilitat de detectar una determinada espècie en dues hores de cens en aquell quadrat específic.</p> <p>. Bosc madur. El seu valor és un indicador de la presència de boscos madurs, un ambient d'interès quant a conservació de la biodiversitat. La probabilitat d'aparició és la unitat dels mapes d'índexs d'abundància de l'atles; representa una mesura indirecta de l'abundància de l'espècie i es defineix com la probabilitat de detectar una determinada espècie en dues hores de cens en aquell quadrat específic.</p> <p>. Costa. El seu valor és un indicador de qualitat dels espais naturals de la franja litoral, un ambient d'interès quant a conservació de la biodiversitat. La probabilitat d'aparició és la unitat dels mapes d'índexs d'abundància de l'atles; representa una mesura indirecta de l'abundància de l'espècie i es defineix com la probabilitat de detectar una determinada espècie en dues hores de cens en aquell quadrat específic.</p> <p>. Ecotons forestals. El seu valor és un indicador de la presència d'ecotons forestals en àrees mediterrànies, un ambient d'interès quant a conservació de la biodiversitat. La probabilitat d'aparició és la unitat dels mapes d'índexs d'abundància de l'atles; representa una mesura indirecta de l'abundància de l'espècie i es defineix com la probabilitat de detectar una determinada espècie en dues hores de cens en aquell quadrat específic.</p> <p>. Mosaic mediterrani. El seu valor és un indicador de la presència d'ambients mediterranis en mosaic, zones obertes amb arbustos i arbres dispersos, un ambient d'interès quant a conservació de la biodiversitat. La probabilitat d'aparició és la unitat dels mapes d'índexs d'abundància de l'atles; representa una mesura indirecta de l'abundància de l'espècie i es defineix com la probabilitat de detectar una determinada espècie en dues hores de cens en aquell quadrat específic.</p> <p>. Pastura muntana. El seu valor és un indicador de qualitat de les pastures muntanes, un ambient d'interès quant a conservació de la biodiversitat. La probabilitat d'aparició és la unitat dels mapes d'índexs d'abundància de l'atles; representa una mesura indirecta de l'abundància de l'espècie i es defineix com la probabilitat de detectar una determinada espècie en dues hores de cens en aquell quadrat específic.</p> <p>. Pastura subalpina. El seu valor és un indicador de qualitat de les pastures subalpines, un ambient d'interès quant a conservació de la biodiversitat. La probabilitat d'aparició és la unitat dels mapes d'índexs d'abundància de l'atles; representa una mesura indirecta de l'abundància de l'espècie i es defineix com la probabilitat de detectar una determinada espècie en dues hores de cens en aquell quadrat específic.</p> <p>. Curs alt de riu. El seu valor és un indicador de qualitat de l'aigua en trams alts dels rius, un ambient d'interès quant a conservació de la biodiversitat. La probabilitat d'aparició és la unitat dels mapes d'índexs d'abundància de l'atles; representa una mesura indirecta de l'abundància de l'espècie i es defineix com la probabilitat de detectar una determinada espècie en dues hores de cens en aquell quadrat específic.</p> |                                       |

|  |   |
|--|---|
|  | <p>. Curs mitjà-baix de riu. El seu valor és un indicador de qualitat de l'aigua en trams baixos i mitjans dels rius, un ambient d'interès quant a conservació de la biodiversitat. La probabilitat d'aparició és la unitat dels mapes d'índexs d'abundància de l'atles; representa una mesura indirecta de l'abundància de l'espècie i es defineix com la probabilitat de detectar una determinada espècie en dues hores de cens en aquell quadrat específic.</p> <p>. Vegetació de ribera de curs baix-mitjà de riu. El seu valor és un indicador de qualitat de la vegetació de ribera dels cursos baixos i mitjans dels rius, un ambient d'interès quant a conservació de la biodiversitat. La probabilitat d'aparició és la unitat dels mapes d'índexs d'abundància de l'atles; representa una mesura indirecta de l'abundància de l'espècie i es defineix com la probabilitat de detectar una determinada espècie en dues hores de cens en aquell quadrat específic.</p>  |
| Fonts principals   | Mapes d'índex d'abundància de l' <i>Atles dels ocells nidificants de Catalunya 1999-2002</i>  |
| Fonts auxiliars  |   |
| Discussió  |   |
| Bases cartogràfiques amb què concorda aquesta            |   |
| Bases cartogràfiques que s'han fet concordar amb aquesta |   |
| <b>Sistema de referència</b>                             |   |
| Projecció cartogràfica                                   | UTM   |
| El·lipsoide  | 1909 Hayford  |
| Datum  | ED50  |
| Origen de longituds                                      | Greenwich   |
| Origen d'altituds  | Alacant   |
| Sistema de coordenades                                   | UTM-31N   |
| Unitats  | m   |
| Escala de captura  |   |
| Escala d'aplicació                                       | 1:50.000  |
| Precisió d'emmagatzematge                                | mallà UTM 1x1   |
| Tolerància aplicada                                      |   |
| Joc de caràcters   | ANSI  |
| <b>Informació espacial</b>                               |   |
| Descripció de la cobertura                               |   |
| <b>Informació alfanumèrica</b>                           |   |
| Taules d'atributs pròpies                                | mn447e00p08a.pat  |
| Taules externes associades                               |   |
| Descripció de les taules                                 | <p>mn447e00p08a.pat</p> <p>X-CENTRE1K: Coordenada x del centre de la quadrícula UTM 1x1 km</p> <p>Y-CENTRE1K: Coordenada y del centre de la quadrícula UTM 1x1 km</p> <p>QUTM_1KM: Codi de la quadrícula UTM 1x1 km</p> <p>RIQUESA: Número estimat d'espècies d'ocells presents en temporada de nidificació</p> <p>ICONS_5: Índex d'interès territorial segons el valor de conservació determinat per l'UICN dels ocells presents</p> <p>P_AGRICOLA: suma de les probabilitats d'aparició d'espècies indicadores d'ambients agrícoles</p> <p>P_BOSCMADUR: suma de les probabilitats d'aparició d'espècies indicadores de bosc madur</p> <p>P_COSTA: suma de les probabilitats d'aparició d'espècies indicadores de costa</p> <p>P_ECOTOFOR: suma de les probabilitats d'aparició d'espècies indicadores d'ecotons forestals</p> <p>P_PRATBOSQ_MED: suma de les probabilitats d'aparició d'espècies indicadores de mosaic mediterrani</p> <p>P_PASTMONT: suma de les probabilitats d'aparició d'espècies indicadores de pastures muntanes</p> <p>P_PASTSUBALP: suma de les probabilitats d'aparició d'espècies indicadores de pastures subalpines</p> <p>P_RIUALT: suma de les probabilitats d'aparició d'espècies indicadores de curs alt de riu</p> <p>P_RIUBAIXMIG: suma de les probabilitats d'aparició d'espècies indicadores de curs baix i mitjà de riu</p> <p>P_VEGRIBBAIX: suma de les probabilitats d'aparició d'espècies indicadores de vegetació de ribera de curs baix i mitjà.</p> |
| Valors dels atributs                                     |   |